



**Sofia Cristina Laia Luís**

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

## **Comparação de métodos de agregação de indicadores de poluição para ACV**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia  
do Ambiente, Perfil de Sistemas Ambientais

Orientador: Prof. Doutor João Miguel Dias Joanaz de  
Melo, Professor Auxiliar com Agregação, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Maria Paula Baptista da Costa Antunes  
Arguente: Prof. Doutora Maria Helena Ferrão Ribeiro da Costa  
Vogal: Prof. Doutor João Miguel Dias Joanaz de Melo



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

**Março de 2017**



## **Comparação de métodos de agregação de indicadores de poluição para ACV.**

Copyright © Sofia Cristina Laia Luís, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.



## Agradecimentos

Gostaria de agradecer, em primeiro lugar, ao meu orientador Professor João Joanaz de Melo por toda a disponibilidade que me dedicou ao longo da realização da presente dissertação. Um muito obrigado por todos os valiosos conhecimentos que me transmitiu e que levo comigo. Obrigada por ter acreditado que eu conseguiria desenvolver este tema.

Quero também agradecer ao António Galvão e à Maria João toda a ajuda, as sugestões e a disponibilidade, que sem dúvida foram imprescindíveis.

Desejo também agradecer a todos os Professores do Departamento de Ambiente com quem tive o privilégio de contactar. Obrigada por tornarem a FCT-UNL uma instituição de excelência da qual tanto me orgulho.

Um agradecimento sentido aos meus Pais e à Madalena. Por iluminarem a minha vida, por acreditarem em mim e por me apoiarem sempre. Sem vocês não teria sido possível. Um grande bem-haja.

Ao João, que sempre me incentivou e que tornou sem dúvida este caminho muito mais fácil. Obrigada pela paciência e por acreditares em mim.

Gostaria de agradecer à Sofia por ter sido uma grande ajuda em todos os projectos que fizemos em conjunto, e por poder contar sempre contigo.

Sílvia, obrigada pela nossa amizade e momentos de descontração, principalmente nesta última fase.

Um agradecimento aos meus colegas de gabinete, Paulo e Telmo.

Finalmente, um agradecimento a todas as pessoas que directa ou indirectamente contribuíram no meu percurso académico.

Obrigada a todos.



## Resumo

A ACV é uma ferramenta bem conhecida da comunidade científica e muito útil em termos da comparação de produtos e processos industriais. Não é, contudo normalmente utilizada, uma vez que exige um investimento elevado. Além disso, há uma grande variedade de ferramentas AICV, cada uma com diferentes metodologias, que podem obter resultados diferentes, implicando conclusões distintas. Tratam-se de metodologias complexas que raramente coincidem entre si em relação ao impacte e ao dano de determinados poluentes, que ainda não são plenamente compreendidos pela comunidade científica.

O objectivo deste trabalho é fornecer uma comparação sólida dos efeitos de poluentes do ar e da água usando o método Ecoblok e as metodologias LCIA mais utilizadas, como CML2001, Eco-indicator99, EDIP2003 e ReCiPe.

O ponto de partida é compreender a quantidade de emissões de ar e água pelas principais actividades industriais, dando especial atenção à problemática das dioxinas e furanos. Para estabelecer uma comparação entre os métodos LCIA, estes foram aplicados a várias actividades industriais como energia, produção de metais, produção de minerais, indústria química e papel.

Os resultados mostram que as principais diferenças entre os métodos são mais significativas nas categorias de saúde humana e ecotoxicidade. Existem algumas substâncias em que os efeitos reais não são totalmente compreendidos levando a que os diversos métodos LCIA estabeleçam suposições diferentes para trabalhar estas categorias.

Um exemplo é o resultado do impacte da ecotoxicidade em relação à indústria de energética, no qual o resultado pode variar nove ordens de grandeza, mostrando um elevado intervalo de valores, dependendo do método aplicado.





## **Abstract**

LCA is a well-known tool in the scientific communities, and is very useful in terms of the comparison of products and industrial processes. LCA however, is not commonly used as it requires a high investment. Also, there are a large variety of LCIA tools, each with different methodologies that can provide different results and lead to different decisions. These are complex methodologies that rarely agree with one another when the impact and damage of certain pollutants are not fully understood yet by the scientific communities.

The aim of this work is to provide a solid comparison between the effect of air and water pollutants using the Ecoblok method and the other LCIA methodologies most commonly used, like CML2001, Eco-indicator99, EDIP2003 and ReCiPe.

The starting point is to understand the amount of air and water emissions by the main industrial activities, giving special attention to the dioxins and furans problematic. To establish a comparison between the LCIA methods, those were applied to several industrial activities like energy, metal production, mineral, chemical and paper production.

The results show that the main differences between methods remained in the human health and ecotoxicity categories. There are a few substances in which the real effects are not understood nor have a general agreement, so the LCIA methods established a lot of different assumptions to work these categories. An example is the impact result for ecotoxicity relative to the energy industry, in which the result can vary between nine orders of showing a large value range depending on the method applied.



# Índice

Agradecimentos.....	v
Resumo .....	vi
Abstract .....	ix
Índice de Figuras .....	xiii
Índice de tabelas .....	xvii
Siglas e acrónimos .....	xix
1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento e Relevância do Tema .....	1
1.2. Objectivos e Âmbito .....	2
1.3. Organização da Dissertação.....	2
2. Revisão de literatura.....	3
2.1. Análise de ciclo de vida .....	3
2.1.1. Normas de ACV .....	3
2.2.2. Conceitos e fases .....	4
2.2.3. Classificação dos métodos de AICV .....	5
2.2. Revisão dos métodos de AICV .....	7
2.3. Dioxinas e furanos .....	12
3. Metodologia .....	18
3.1. Metodologia geral .....	18
3.2. Recolha de dados no inventário de emissões PRTR-E.....	19
3.3. Escolha dos métodos de AICV; .....	22
3.4. Tratamento de dados .....	26
3.4.1. Conceitos e código de cores .....	26
3.4.2. Comparação entre os princípios dos métodos .....	27
3.4.3. Comparação de resultados da aplicação de diferentes métodos aos mesmos dados .....	28
4. Resultados e discussão .....	30
4.1. Comparação de indicadores entre métodos AICV .....	30
4.2. Comparação de factores de equivalência por categoria de poluentes .....	32
4.3. Valores ponderados reais com base nas emissões PRTR .....	54

4.4.	Emissões normalizadas por poluente .....	68
5.	Conclusões.....	74
5.1.	Síntese .....	74
5.2.	Limitações.....	75
5.3.	Desenvolvimentos futuros .....	75
6.	Referências bibliográficas .....	76
5.	Anexos .....	80
	Anexo 1. Descrição dos métodos AICV .....	80
	Anexo 1.1. Método CML 2001 .....	80
	Anexo 1.2. Método Eco-indicator 99 .....	85
	Anexo 1.3. Método EDIP 2003 .....	86
	Anexo 1.4. IMPACT 2002+ .....	92
	Anexo 1.5. Método ReCiPe.....	94
	Anexo 1.6. Método TRACI 2 .....	102
	Anexo 1.7. Método Ecoblok .....	104
	Anexo 2 – Tabelas relativas aos Factores de equivalência por categoria de impacte .....	108
	Anexo 3 – Emissões do inventário PRTR-E por sector.....	125

## Índice de Figuras

Figura 2-1 - Fases de ACV de acordo com a Norma ISO 14040 (adaptado de ISO, 2006) .....	3
Figura 2-2 - Cadeia causa-efeito (adaptado de Ahlroth, S. et al, 2011) .....	6
Figura 2-3 - Estrutura molecular de PCDDs e PCDFs, respectivamente .....	12
Figura 3-1 - Metodologia geral .....	18
Figura 3-2 - Fluxo de dados PRTR-E (adaptado de APA, 2017) .....	20
Figura 3-3 - Emissões atmosféricas por sector, na UE para o ano de 2014 .....	21
Figura 3-4 - Emissões para a água por sector, na UE para o ano de 2014 .....	22
Figura 3-5 - Evolução ao longo do tempo das várias metodologias AICV. (adaptado de Pizzol, M. et al, 2011).....	22
Figura 4-1 - Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de GEE" .....	33
Figura 4-2 Factores de equivalência normalizador por poluente para a categoria de impacte "emissão de substâncias acidificantes" .....	34
Figura 4-3 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes eutrofizantes" .....	35
Figura 4-4 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes depletores de ozono estratosférico" .....	36
Figura 4-5 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes precursores de ozono estratosférico" .....	37
Figura 4-6 Factores de equivalência normalizados para a categoria de impacte "emissão de substâncias ecotóxicas" relativamente às emissões para o ar .....	39
Figura 4-7 Factores de equivalência para a categoria de impacte "emissão de substâncias ecotóxicas" relativamente a metais pesados e emissões para o ar .....	40
Figura 4-8 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes ecotóxicos" relativamente a emissões para a água .....	42
Figura 4-9 Factores de equivalência normalizados por poluente ara a categoria de impacte "emissão de poluentes ecotóxicos" relativamente a metais pesados e emissões para a água .	43
Figura 4-10 - Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes ecotóxicos" relativamente a emissões para o solo .....	45
Figura 4-11 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes ecotóxicos" relativamente a metais pesados e emissões para o solo ...	46
Figura 4-12 Factores de equivalência normalizados para a categoria de impacte "emissão de substâncias tóxicas para a saúde humana" relativamente a emissões para o ar .....	48
Figura 4-13 Factores de equivalência normalizadas para a categoria de impacte "emissão de substâncias tóxicas para a saúde humana" relativamente a metais pesados e emissões para o ar .....	49
Figura 4-14 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" relativamente a emissões para a água	50

Figura 4-15 Factores de equivalência por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" relativamente a metais pesados e emissões para a água.....	51
Figura 4-16 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" relativamente a emissões para o solo ..	52
Figura 4-17 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" relativamente a metais pesados e emissões para o solo .....	53
Figura 4-18 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente á emissão de GEE de acordo com os diversos métodos de AICV .....	55
Figura 4-19 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente a emissão de poluentes acidificantes, de acordo com os diversos métodos de AICV .....	57
Figura 4-20 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente a emissão de poluentes eutrofizantes, de acordo com os diversos métodos de AICV .....	59
Figura 4-21 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente a emissão de precursores de ozono, de acordo com os diversos métodos de AICV .....	61
Figura 4-22 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente a emissão de poluentes depletors de ozono, de acordo com os diversos métodos de AICV .....	63
Figura 4-23 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) para emissão de poluentes ecotóxicos, de acordo com os diversos métodos de AICV .....	65
Figura 4-24 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) de acordo com os diversos métodos de AICV .....	67
Figura 4-25 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacte "emissão de GEEs" .....	68
Figura 4-26 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes acidificantes" .....	69
Figura 4-27 Emissões normalizadas por poluentes para a categoria de impacte "emissão de poluentes eutrofizantes" .....	70
Figura 4-28 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes precursores de ozono troposférico" .....	70
Figura 4-29 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes depletors de ozono estratosférico" .....	71
Figura 4-30 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes ecotóxicos" .....	72
Figura 4-31 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" .....	73

Figura 7-1Cadeia causa-efeito do método EDIP .....	86
Figura 7-2Indicadores EcoBlok .....	104





## Índice de tabelas

Tabela 1 - Métodos AICV .....	9
Tabela 2 - Valores TEF de PCDD e PCDF .....	15
Tabela 3 - Valores de FD e UR dos congêneres de PCDD e PCDF .....	16
Tabela 4 - Abreviaturas dos métodos AICV .....	23
Tabela 5 - Indicadores e categorias de análise por método AICV .....	24
Tabela 6 - Código de cores .....	27
Tabela 7 - Indicadores incluídos nos métodos AICV .....	30
Tabela 8 - Número de poluentes por método AICV .....	32
Tabela 9 Metodologia de cálculo do indicador "alterações climáticas" para o método CML.....	80
Tabela 10 Metodologia de cálculo do indicador "depleção de ozono estratosférico" para o método CML .....	81
Tabela 11 Metodologia de cálculo do indicador "toxicidade humana" para o método CML.....	81
Tabela 12 - Metodologia de cálculo do indicador "ecotoxicidade" para o método CML .....	82
Tabela 13 Metodologia de cálculo do indicador "formação de foto-oxidantes" .....	83
Tabela 14 Metodologia de cálculo do indicador "acidificação" para o método CML .....	83
Tabela 15 Metodologia de cálculo do indicador "eutrofização" para o método CML.....	84
Tabela 16 - Perspectiva cultural para o método ReCiPe.....	94
Tabela 17 Disponibilidade de factores de caracterização por meio para o método TRACIOS factores de caracterização estão disponíveis para os meios listados na tabela X. ....	103
Tabela 18 Unidades por indicador EcoBlok .....	105
Tabela 19 Factores de equivalência para extracção de água para o método EcoBlok .....	106
Tabela 20 GEE e Factores de equivalência para o método EcoBlok .....	106
Tabela 21 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de GEE".....	108
Tabela 22 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de poluentes acidificantes" .....	108
Tabela 23 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de poluentes eutrofizantes" .....	109
Tabela 24 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de poluentes percursores de ozono" .....	109
Tabela 25 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de poluentes depletors de ozono" .....	110
Tabela 26 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de poluentes ecotóxicos" .....	110
Tabela 27 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" .....	118
Tabela 28 Emissões por sector, segundo o PRTR-E, para o ano de 2014.....	125



## Siglas e acrónimos

ACV – Análise de Ciclo de Vida

AICV – Avaliação de Impacte de Ciclo de Vida

ATDSR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry

CFC - Clorofluorcarboneto

COT – Carbono Orgânico Total

COVNM – Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos

DDT – Dose Diária Tolerável

DPSIR – Driving forces – Pressures – States – Impacts – Responses

FD – Factor de Declive

GEE – Gases de Efeito de Estufa

HCFC - Hidroclorofluorcarboneto

HFC - Hidrofluorcarboneto

IARC - International Agency for Research of Cancer

ICV – Inventário do Ciclo de Vida

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change

ISO - International Organization for Standardization

LNP – Lista Nacional de Prioridades

OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico

OMS – Organização Mundial de Saúde

PCDF - Furano

PRTR-E – Pollutant Release and Transfer Register

UE – União Europeia

UNECE – United Nations Economic Commission for Europe

US EPA – United States Environmental Protection Agency

TCDD – Dioxina

TEF – Factor de Equivalência Tóxica

TEQ – Toxicidade Equivalente



# 1. Introdução

## 1.1. Enquadramento e Relevância do Tema

A Análise de Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta utilizada na avaliação dos impactos ambientais resultantes das diferentes fases do ciclo de vida de um produto ou serviço. É uma ferramenta importante no que diz respeito à tomada de decisão, quer em termos de desenvolvimento de políticas ambientais quer no contexto industrial. É, contudo, uma ferramenta pouco utilizada devido ao seu elevado custo e falta de padronização.

Na ACV as emissões e consumo de recursos que estão relacionados com a produção de um produto são compilados num Inventário de Ciclo de Vida (ICV) e realizada uma análise de impacto. Os impactos considerados na Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida (AICV) incluem alterações climáticas, depleção de ozono estratosférico, formação de ozono fotoquímico, eutrofização, acidificação, ecotoxicidade, toxicidade humana e uso do solo. São atribuídas as emissões e recursos a cada categoria de impacto e convertidos em indicadores.

No campo específico da AICV, estão disponíveis várias metodologias, que devem ser tidas em consideração quando se analisam os resultados de um estudo de AICV. A existência de variadas metodologias e a falta de padronização pode significar uma diferença de várias ordens de magnitude no resultado de avaliação de impacto de um produto ou serviço.

Existe, hoje em dia, uma tentativa de consenso na comunidade científica no sentido de harmonizar o modo como as várias metodologias lidam com as várias categorias de impacto. As Normas ISO induziram alguns princípios básicos neste sentido. Contudo, ainda subsistem vários problemas devido à elevada incerteza na modelação de destino e exposição aos poluentes, principalmente no que diz respeito à toxicidade dos poluentes.

As categorias de impacto ao nível midpoint são definidas a partir de um mecanismo comum para uma variedade de substâncias. Por exemplo, os impactos para as alterações climáticas envolvem várias fases desde a emissão até ao seu impacto na saúde humana e nos ecossistemas. É possível verificar até que ponto os vários Gases de Efeito de Estufa (GEEs) têm o mesmo comportamento e calcular o indicador midpoint para a categoria de impacto do aquecimento global. Contudo, outras categorias de impacto, como a ecotoxicidade e toxicidade humana são mais heterogéneas. Nestes casos não existe um midpoint na realidade. Desta forma, são calculados os endpoints, que consistem na caracterização da severidade das consequências. É então necessário lidar com as incertezas associadas à modelação incompleta dos indicadores midpoint e com as incertezas associadas aos indicadores endpoint.

## 1.2. Objectivos e Âmbito

A presente dissertação tem como objectivo geral a contribuição para uma aplicação mais generalizada e robusta de ACV.

Especificamente, tem como objectivos os seguintes:

- Comparação de diferentes métodos de AICV, identificando semelhanças e diferenças e suas metodologias;
- Avaliação da relevância das diferenças identificadas, com base em casos de estudo, utilizando dados reais.

A análise é restrita a indicadores de poluição: ar, água e solo.

## 1.3. Organização da Dissertação

A presente dissertação está organizada em cinco capítulos:

Capítulo 1. **Introdução:** consiste no enquadramento geral do tema em estudo, objectivos propostos e organização de conteúdos.

Capítulo 2. **Revisão de literatura:** consiste na exposição da problemática abordada. Em primeiro lugar é realizada a contextualização da ACV, e em particular da AICV. Em segundo lugar são explicadas as principais características de cada método AICV, assim como as diferenças e semelhanças existentes entre os vários métodos.

Capítulo 3. **Metodologia:** compreende a metodologia utilizada na produção de resultados.

Capítulo 4. **Resultados e discussão:** engloba a apresentação dos resultados da comparação dos vários métodos AICV e sua discussão.

Capítulo 5. **Conclusões:** inclui uma síntese crítica dos resultados obtidos, com enfoque nos aspectos mais significativos da comparação de métodos AICV. São apresentadas as limitações ao estudo realizado, assim como os desenvolvimentos futuros.

## 2. Revisão de literatura

### 2.1. Análise de ciclo de vida

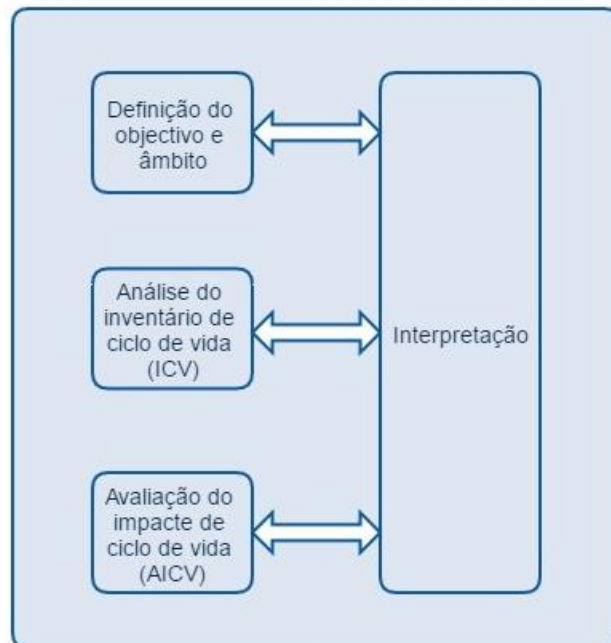
#### 2.1.1. Normas de ACV

A ACV é uma ferramenta que aborda os aspectos ambientais e os potenciais impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto ou serviço, desde a obtenção das matérias-primas, passando pelas fases de produção e utilização, até à sua deposição final.

Uma característica da ACV é o foco nos produtos numa perspectiva de ciclo de vida. A compreensão dos objectivos da ACV é útil de forma a evitar a transferência de problemas, por exemplo de uma fase do ciclo de vida para outra, de uma região para outra ou de um problema ambiental para outro.

A ACV divide-se em quatro fases:

1. Definição do objectivo e âmbito;
2. Inventário do ciclo de vida (ICV);
3. Avaliação do impacto de ciclo de vida (AICV);
4. Interpretação



*Figura 2-1 - Fases de ACV de acordo com a Norma ISO 14040 (adaptado de ISO, 2006)*



A definição do objectivo e âmbito inclui as razões para a execução do estudo, a aplicação pretendida e o público alvo a quem se destina o estudo. Inclui a fronteira do sistema, a unidade funcional e o nível de detalhe. A unidade funcional é uma medida quantitativa das funções que o produto ou serviço fornece.

A fase do ICV envolve a recolha dos dados necessários para atingir os objectivos do estudo (ISO, 2006). Resulta do inventário dos *inputs* (recursos) e dos *outputs* (emissões) do produto ao longo do seu ciclo de vida e de acordo com a unidade funcional.

O objectivo da fase de AICV é perceber e avaliar a magnitude e significância dos impactes ambientais potenciais do sistema em estudo.

A última fase da ACV é a interpretação, na qual são reunidos e discutidos os resultados das fases do ICV e da AICV, como base para conclusões, recomendações e tomada de decisões, de acordo com o que foi definido no objectivo e âmbito (ISO 14040, 2006).

## **2.2.2. Conceitos e fases**

O objectivo da AICV é fornecer informação adicional que ajude no acesso aos resultados da análise do inventário, de forma a compreender melhor a sua significância ambiental (ISO 14040, 2006).

A AICV deve interpretar os resultados do ICV em relação aos impactes potenciais, no que se refere a “áreas de protecção” (Consoli, F., 1993 *fide* Finnveden, G., 2009). Estas áreas de protecção são classes de *endpoints* e são de natureza física. Podemos distinguir quatro áreas de protecção: saúde humana, ecossistemas, recursos e ambiente antrópico (Udo de Haes, H.A. *et al*, 1999).

Os impactes nas áreas de protecção são modelados aplicando o melhor conhecimento disponível acerca das relações entre as intervenções executadas no âmbito da extracção de recursos, emissões, solo e consumo de água, e os seus impactes no ambiente (Finnveden, G. *et al*, 2009).

De acordo com a ISO 14042 a AICV desenvolve-se ao longo de quatro fases.

- *Seleção das categorias de impacte e caracterização.* Nesta fase são identificadas as categorias de impacte ambiental relevantes no estudo. Geralmente adoptam-se categorias já estabelecidas. A classificação, faz a correspondência entre as emissões identificadas na fase do inventário e as categorias de impacte. Esta correspondência é realizada de acordo com o contributo de cada substância nos diferentes problemas ambientais.
- *Seleção dos métodos de caracterização e caracterização.* São seleccionados os modelos de caracterização relevantes e o impacte de cada emissão é modelado

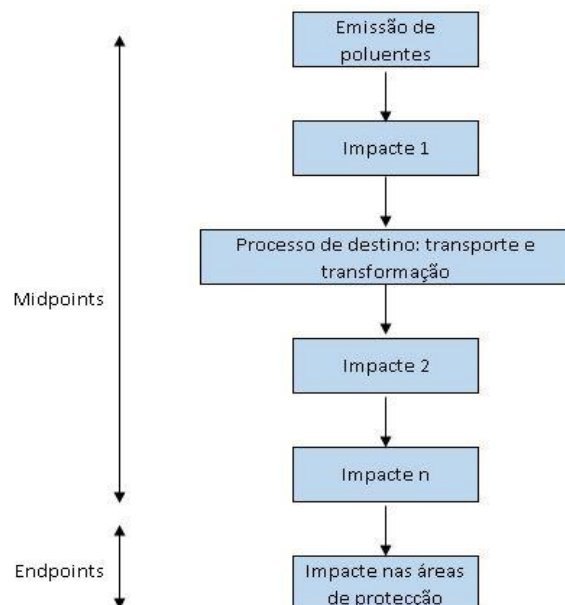
quantitativamente de acordo com o mecanismo ambiental. Aplica-se o conceito dos factores de caracterização às emissões, de modo a obter uma unidade comum em cada categoria de impacte.

- *Normalização*. Os resultados da caracterização são relacionados com os valores de referência. A normalização expressa a magnitude relativa dos valores de impacte numa escala comum a todas as categorias de impacte, de forma a facilitar a interpretação dos resultados.
- *Agregação ou Ponderação*. É o último passo da AICV. Agrega/ Pondera as diferentes categorias de impacte ambiental e consumo de recursos, reflectindo a sua importância relativa no estudo. A ponderação permite agrupar ou agregar os resultados das categorias de impacte num único indicador, atribuindo uma importância relativa a diferentes problemas ambientais.

De acordo com a ISO 14040, a selecção das categorias de impacte, a classificação e a caracterização são fases obrigatórias na AICV, enquanto que na normalização e a ponderação são facultativas. Neste passo atribuem-se os Factores de equivalência aos resultados normalizados.

### **2.2.3. Classificação dos métodos de AICV**

Uma possível classificação é entre métodos *midpoint* e *endpoint*. Esta classificação baseia-se na cadeia de causa-efeito ou no mecanismo dos problemas ambientais. A cadeia de causa-efeito tem início com as emissões libertadas ou nas actividades que geram as chamadas alterações primárias no ambiente. Estas alterações primárias geram alterações secundárias, que por sua vez geram alterações terciárias, e assim sucessivamente. No início da cadeia causa-efeito as alterações são, geralmente físicas ou químicas, como por exemplo as alterações na concentração dos gases atmosféricos. Seguem-se as alterações biológicas, como alterações nos ecossistemas ou saúde humana. Os métodos que se baseiam nas alterações no início da cadeia causa-efeito chamam-se métodos *midpoint* ou métodos de impacte. Os métodos que se baseiam em alterações no final da cadeia causa-efeito chamam-se métodos *endpoint* ou métodos de dano (Ahlgroth, S. et al, 2011).



*Figura 2-2 - Cadeia causa-efeito (adaptado de Ahlroth, S. et al, 2011)*

Relativamente à utilização de metodologias de abordagem midpoint e endpoint existe, hoje em dia, bastante discussão na comunidade científica. Não existe ainda consenso acerca da melhor metodologia, que traduza melhores resultados (Finnveden, G., et al, 2009).

Quanto mais complexo for o modelo, mais difícil se torna manter a transparência. Nem sempre são óbvios, por exemplo, os efeitos toxicológicos tidos em consideração em determinadas metodologias endpoint, ou quais os pressupostos associados à cadeia causa-efeito tidos em conta. No caso de modelos complexos, é necessário que haja consenso estabelecido na comunidade científica, de forma a que as abordagens sejam aceitáveis. Tendo em conta o nível de complexidade da modelação, o nível de transparência associado a indicadores midpoint é considerado mais elevado que os de abordagem endpoint (Bare, J. C. et al, 2000).

A principal discrepância reside na avaliação da incerteza midpoint vs endpoint e se esta é justificada pela interpretação dos resultados. A resposta difere entre as várias categorias de impacte.

Relativamente à nomenclatura midpoint/endpoint ou impacte/dano, esta não é uma designação coerente. Considera-se que impacte é um conceito dúbio, utilizado por vários autores de formas diferentes, por poder significar tanto a causa como o efeito resultante. Considera-se que a nomenclatura utilizada na avaliação de impacte de projectos ou a nomenclatura de indicadores DPSIR é mais rigorosa. Desta forma utilizar-se-á doravante a nomenclatura DPSIR: pressão e dano para indicadores midpoint e endpoint, respectivamente.

## **O conceito da teoria cultural**

Os modelos de caracterização são uma fonte de incerteza: a modelação reflecte a incerteza e a incompletude do conhecimento dos mecanismos ambientais que estão envolvidos nas alterações climáticas, acidificação e outros. Em métodos como o ReCiPe 2008 e o Eco-indicator 99 decidiu-se agrupar as diferentes fontes de incerteza num número limitado de perspectivas e cenários, de acordo com a “Teoria Cultural” de Thompson 1990.

Estas perspectivas não representam estereótipos do comportamento humano. São utilizadas apenas para agrupar suposições e escolhas. Desta forma, distinguem-se três perspectivas (Goedkoop, M. et al, 2013):

- Perspectiva Individualista (I): baseia-se no interesse a curto prazo, impactes não controversos.
- Perspectiva Hierárquica (H): baseia-se nos princípios políticos comuns, tendo em atenção prazos e outros problemas.
- Perspectiva Igualitária (E): é a perspectiva mais precaucional, tendo em conta prazos mais alargados, impactes não completamente conhecidos, mas para os quais existe alguma informação.

## **2.2. Revisão dos métodos de AICV**

Diferentes métodos de AICV têm vindo a ser desenvolvidos ao longo do tempo. Métodos existentes têm sido actualizados e renovados. Existem numerosos exemplos de métodos AICV disponíveis na literatura.

As categorias de impacte mais comuns nestes métodos são as alterações climáticas, acidificação, eutrofização, depleção de ozono estratosférico, formação de ozono troposférico, radiação ionizante, ecotoxicidade, toxicidade humana, depleção de recursos e uso do solo. Embora nem sempre a designação seja a mesma em todos os métodos. Existem métodos que calculam também os efeitos respiratórios, odores, depleção da água e ruído.

As categorias que geram menos unanimidade são as da ecotoxicidade e toxicidade humana devido ao grau de incerteza associados a determinados poluentes. Esta incerteza provém do desconhecimento do real comportamento/efeito destes poluentes no ambiente. Estudos têm sido desenvolvidos nesse sentido, contudo é ainda um longo caminho a percorrer. A metodologia base no cálculo da presente categoria de impacte inclui um percurso na cadeia causa-efeito que inclui o destino, a exposição e a resposta toxicológica (efeitos e severidade). Os métodos IMPACT, ReCiPe e TRACI incluem estes parâmetros na sua metodologia, enquanto que o EDIP apresenta uma metodologia mais simples.

A tabela 1 sintetiza os vários métodos AICV, referindo os seus autores, a abordagem utilizada, o ano em que o método foi proposto e a frequência de utilização na literatura.

Tabela 2-1 Métodos AICV

Método	Autores	Abordagem	Ano proposto	Frequência de utilização
<b>BEES</b>	Lippiat, B. C.	Midpoint	1997	+
<b>CML 2001</b>	Guinée, J. B.	Midpoint	2001	+++
<b>Eco-Indicator 99</b>	Goedkoop, M. e Spriensma, S.	Endpoint	1999	+++
<b>Ecological Scarcity Method</b>	Frischknecht, R.	Endpoint*	2006	++
<b>EcoBlok</b>	Pegado, C. Melo, J.J. Ramos, T. B.	Midpoint	2001	+
<b>EPD 2013</b>	Koellner, T.			+
<b>EDIP 2003</b>	Hauschild, M. e Potting, J.	Midpoint	2005	+++
<b>EPS 2000</b>	Steen,	Endpoint	1999	++
<b>ExternE</b>	Bickel, P. e Friedrich, R	Endpoint	2005	++
<b>IMPACT 2002+</b>	Jolliet, O.	Midpoint e Endpoint	2002	+++
<b>IPCC 2007</b>	IPCC		2007	+++**
<b>LIME</b>	Itsubo, N.	Midpoint e Endpoint	2004	+
<b>LUCAS</b>	Rosenbaum, R.	Midpoint	2005	+
<b>MEEup</b>	Kemna, R.	Midpoint	2005	++
<b>ReCiPe</b>	Goedkoop, M., Huijbregts, M., Heijungs, R. e Struijs, J.	Midpoint e Endpoint	2006	+++
<b>Stepwise 2006</b>	Weidema	Midpoint	2006	++
<b>TRACI 2</b>	Bare, J.	Midpoint	2002	+++
<b>USE-tox</b>	Rosenbaum, R e Hauschild	Midpoint	2008	++

Legenda:

- +
  - ++
  - +++
- Baixa  
Média  
Elevada

\* Não há classificação como endpoint no relatório do método. Subentende-se a partir da metodologia de cálculo dos indicadores.

\*\* O método IPCC não é amplamente utilizado. Decidiu colocar-se uma frequência elevada já que a metodologia de cálculo do indicador “aquecimento global” é bastante utilizada pelos vários métodos AICV.

O método CML 2001 vem dar seguimento ao CML 1992. Foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden, Holanda (Guinée, J. et al, 2004). O seu objectivo é oferecer a melhor prática de indicadores midpoint, operacionalizando os standards da ISO 14040 (Cavallett, O. et al, 2013). Relativamente à categoria de impacto da ecotoxicidade este método faz a distinção entre a ecotoxicidade em água doce, marinha e terrestre. A metodologia CML 2001 apresenta uma discussão consistente sobre as escolhas relativas à modelação do espaço temporal, espaço geográfico, não linearidades e mecanismos económicos, sociais e tecnológicos. As incertezas dos dados são discutidas, mas não são quantificadas (JRC, 2010).

O método eco-indicator 99 foi desenvolvido pelo Ministério do Planeamento e Ambiente Holandês. É um dos métodos mais utilizados na análise de impacto em ACV. Veio substituir o Eco-indicator 95, o primeiro método baseado numa abordagem endpoint (Acero, A. P. et al, 2015). Foi desenvolvido com o objectivo de simplificar os resultados da interpretação e da ponderação (Cavallett, O. et al, 2013) e do cálculo de indicadores (Goedkoop, M. et al, 2000).

O método EDIP 2003 foi desenvolvido pelo Institute for Product Development da Universidade Técnica da Dinamarca, a partir do já existente EDIP 1997. Trata-se de um método com abordagem midpoint, suportando as categorias de impacto relacionadas com as emissões e os recursos (Hauschild, M. et al, 2005). A maior inovação do EDIP2003, em relação à metodologia do EDIP97, reside na tentativa de incluir a exposição na caracterização das principais categorias de impacto não-globais. Isto é alcançado através da inclusão de uma maior fracção da cadeia de causalidade, e da introdução de uma diferenciação espacial, em relação às emissões e ao ambiente receptor. O EDIP2003 pode ser usado com e sem diferenciação espacial. Em ambos os casos, esta inclusão de uma maior fracção da cadeia de causalidade dá ao EDIP2003 potenciais de impacto com maior relevância ambiental, tornando-os mais fáceis de interpretar.

A metodologia do IMPACT 2002+ propõe a implementação de uma abordagem combinada de midpoint/endpoint, ligando vários tipos de fluxos elementares com 14 categorias de midpoints e quatro categorias de endpoints (Cavallett, O. et al, 2013).

O método ReCiPe é uma evolução dos métodos Ecoindicator 99 e CML 2001. Integra uma abordagem de midpoint e endpoint numa estrutura consistente onde a maioria das categorias de impacto foram actualizadas (Cavallett, O. et al, 2013). A metodologia ReCiPe inclui dois grupos de categorias de impacto. O primeiro grupo segue uma abordagem midpoint, que inclui 18 categorias de impacto. O segundo grupo segue uma abordagem endpoint, na qual são convertidas e agregadas as categorias midpoint, dando origem a três categorias de dano.

O método TRACI 2 foi desenvolvido pela Environmental Protection Agency (EPA), como um método de abordagem midpoint, que representa as condições ambientais nos EUA. A

metodologia geral do TRACI 2 utiliza a quantidade emitida de uma substância ou utilização de recursos, de forma a estimar a potência do stressor. Para algumas categorias de impacte, como o potencial de depleção do ozono ou o potencial de aquecimento global, existe um consenso internacional acerca dos potenciais relativos das substâncias. Para outras categorias de impacte, as potências relativas podem estar dependentes de modelos relacionados com os princípios químicos e físicos ou com dados experimentais (Cavallett, O. *et al*, 2013).

A metodologia Ecoblok foi desenvolvida tendo em conta critérios de simplificação e de padronização dos resultados. É um método que segue uma abordagem midpoint por se verificar mais simples e menos dispendiosa, relativamente a outras abordagens (Pegado, C. Melo, J.J. Ramos, T. B., 2001)

O método EPD 2013 é o sucessor do EPD 2008. Foi desenvolvido de forma a ser utilizados no desenvolvimento de declarações ambientais de produtos. Todas as categorias de impacte foram recolhidas directamente do método CML 2001.

O método EPS 2000 é um método que utiliza uma abordagem “disponibilidade para pagar”. Para proceder à restauração das áreas de protecção o método utiliza uma medida monetária no cálculo dos indicadores. É um método cujo objectivo é fornecer uma ferramenta para o desenvolvimento de um produto ao nível industrial.

O método BEES é uma ferramenta desenvolvida pelo National Institute of Standards and Technology. Combina a análise de ciclo de vida parcial e custo do ciclo de vida para edifícios e materiais de construção.

O método Ecological scarcity mede os impactes ambientais aplicando eco-factores. É aplicado o princípio de “distância ao objectivo”. O eco-factor de uma substância resulta da legislação ambiental ou objectivos políticos (Frischknecht, R. *et al*, 2009).

O método USEtox é um modelo ambiental para a caracterização de impactes ecotoxicológicos e na saúde humana no AICV e análise de risco. Foi desenvolvido de forma a descrever o destino, exposição e efeitos das substâncias. É um método que está ainda sob revisão. (Huijbregts, M. *et al*, 2010)



## 2.3. Dioxinas e furanos

Decidiu-se colocar um capítulo específico para as dioxinas e furanos por representarem um conjunto de substâncias que apresentam uma elevada incerteza nos seus efeitos na saúde humana. A comunidade científica tem apresentado bastantes estudos sobre estas substâncias, contudo ainda não existe um consenso acerca do seu real impacto quer nos ecossistemas, quer na saúde humana. Desta forma, no que diz respeito à AICV a tendência geral dos vários métodos é a de fixar factores de ponderação elevados, de forma a ter em conta o princípio da precaução.

### Caracterização

As dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) e os dibenzofuranos policlorados (PCDF), comumente chamadas dioxinas e furanos, são compostos clorados semi-voláteis, lipofílicos, hidrofóbicos e quimicamente estáveis (Lee and Nicholson, 1994 *fide* Schiavon, M. *et al*). Devido a estas características, as dioxinas e furanos possuem uma forte resistência à degradação ambiental, o que leva a uma tendência de magnificação na cadeia alimentar e à sua bioacumulação nos tecidos animais e humanos. A sua solubilidade na água diminui à medida que o grau de cloração aumenta (Mackay *et al* 2006 *fide* Shiavon, M *et al*).

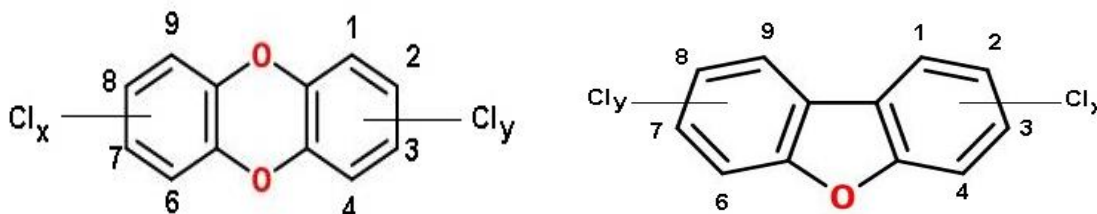


Figura 2-3 - Estrutura molecular de PCDDs e PCDFs, respectivamente

As dioxinas e furanos são constituídos por pares de anéis benzénicos juntos por um ou dois átomos de oxigénio, respectivamente. Existem 75 congéneres de dioxinas e 135 furanos. As suas propriedades físico-químicas diferem entre os grupos homólogos e congéneres (Lohmann, R. *et al*, 1998), pelo que existem 17 congéneres (7 dioxinas e 10 furanos) que são particularmente perigosos para os humanos (IARC, 2015). A sua toxicidade depende do número e da posição dos átomos de cloro no anel aromático (Van den Berg *et al*, 2006).

As dioxinas e furanos são sub-produtos da síntese e combustão incompleta de químicos orgânicos clorados (US EPA, 2008). Têm origem em várias fontes, podendo ser identificadas três categorias principais: fontes químicas-industriais, fontes térmicas ou combustão e reservatórios. As fontes industriais incluem a manufatura de químicos clorados, indústria de pasta de papel e papel, resíduos de limpeza a seco, entre outros. Em relação às fontes térmicas incluem-se a incineração de resíduos sólidos municipais e resíduos perigosos, lamas residuais, instalações

de sinterização e vários tipos de instalações de reciclagem. Os reservatórios incluem lamas residuais, composto e solos contaminados (Fiedler, H., 1996).

A combustão e a incineração produzem emissões para a atmosfera, enquanto que o branqueamento e lamas residuais resultam em emissões para o sistema aquático. As quantidades absolutas e importância relativa das fontes individuais variam ao longo do tempo e de país para país (Rappe, C., 1992).

Têm sido tomadas, nas últimas décadas, medidas para eliminar ou minimizar a formação de dioxinas e furanos alterando os processos de produção. Um exemplo é a substituição dos gases clorados por dióxido de cloro ou agentes branqueadores livres de cloro, na indústria do papel (Fiedler, H., 1996).

Uma vez emitidas, as partículas (que carregam dioxinas e furanos) podem viajar largas distâncias, em função do tamanho da partícula. As maiores depositam-se perto da fonte, enquanto que as mais pequenas têm tempo de residência na atmosfera suficiente para serem transportadas para locais distantes. (Czuczwa, Jean M., *et al*, 1986). Os congêneres de baixa cloração estão associados a partículas maiores, pelo que o seu impacto local será maior, em relação aos congêneres com maior grau de cloração. Além disso, a toxicidade dos congêneres de baixo grau de cloração é maior (Schiavon, M. *et al* 2015).

Ao serem progressivamente acumulados ao longo da cadeia alimentar a exposição crónica dos organismos de níveis mais baixos a baixas concentrações pode expor os organismos das cadeias seguintes a concentrações potencialmente mais prejudiciais. Os poluentes orgânicos persistentes têm-se revelado portadores de várias propriedades toxicológicas. A principal preocupação é o seu papel nos efeitos carcinogénicos, imunológicos, reprodutivos e principalmente nos possíveis efeitos no desenvolvimento humano (EEA, 2016).

As emissões de dioxinas e furanos são reguladas pelas várias legislações nacionais. Na Europa, os estabelecimentos de incineração de resíduos estão obrigados ao cumprimento de  $0,1 \text{ ngI-TEQNm}^{-3}$  (European Commission, 2000). A concentração destes compostos em alimentos é também regulada ao nível europeu. Os valores limite para dioxinas e furanos em alimentos foi introduzida, pela primeira vez em 2001 (European Commission, 2001), e reavaliada em 2006 (European Commission, 2006). Na última formulação, estabelece-se um limite máximo nas concentrações de dioxinas e furanos para vários tipos de alimentos (European Commission, 2011).

#### *Toxicidade e determinação da toxicidade*

Embora as tendências de emissão e concentração de dioxinas e furanos no ambiente tenham, ao longo dos últimos 20 anos, diminuído gradualmente, algumas situações são, ainda, subvalorizadas devido à falta de legislação adequada. Por outro lado, uma monitorização completa de todos os tipos de exposição a estes compostos é técnica e economicamente inviável (Schiavon, M. *et al*, 2015).

O congénere mais estudado é a 2,3,7,8 - tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8 – TCDD) por se tratar de um disruptor endócrino. Foi também demonstrada a sua carcinogénese nos humanos pela International Agency for Research of Cancer (IARC), figurando no grupo 1 da lista de classificação dos agentes carcinogénicos. A esta categoria pertencem as substâncias nas quais haja prova suficiente da sua carcinogénese em humanos. Os restantes seis congêneres tóxicos das dioxinas foram classificados pela IARC como não havendo prova evidente e adequada da sua carcinogénese em humanos, figurando no grupo 3 (IARC, 2015; 2016). Os 10 congêneres tóxicos dos furanos foram, recentemente actualizados, passando do grupo 3 para o grupo 1 devido a fortes evidências do seu potencial carcinogénico em humanos (IARC, 2015).

Ao longo das últimas décadas, os dados de vários estudos experimentais de misturas de compostos de dioxinas e furanos, têm sido consistentes com o modelo aditivo. Contudo, são comuns alguns desvios na ordem das duas unidades, ou mais. Como resultado da aceitação geral deste modelo, foi desenvolvido a meados da década de 80, o conceito de equivalência tóxica. O modelo utiliza o efeito potencial relativo determinado para os compostos individuais de PCDD, PCDF e bifenilos policlorados para calcular os efeitos tóxicos ou biológicos da mistura, relativamente a um composto de referência (Van den Berg, 2006).

O factor de equivalência tóxica (TEF) é um parâmetro que define a toxicidade estimada de cada congénere em relação a um químico índice. Em relação às dioxinas e compostos similares, o químico índice é o 2,3,7,8 – tetraclorodibenzodioxina. O pressuposto a ter em conta na definição do TEF é que os efeitos de cada congénere podem ser adicionados por dose ou concentração. A toxicidade ponderada de cada “i” congénere, expresso em toxicidade equivalente (TEQi), é obtido multiplicando a concentração do químico pelo seu TEF. A toxicidade total da mistura (TEQ) é expressa pela soma da contribuição de cada congénere (Schiavon, M. et al 2016). Os valores de TEF foram estabelecidos através de acordos internacionais, os quais estão compreendidos entre 1 e 0,0001 (US EPA, 2016).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda que os valores de TEF sejam reavaliados a cada cinco anos, de forma a serem actualizados com base nos novos estudos científicos.

Tabela 2-2 - Valores TEF de PCDD e PCDF

Número CAS	Designação Química	Valor TEF
01746-01-6	2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina	1,0
40321-76-4	1,2,3,7,8-pentaclorodibenzo-p-dioxina	1,0
39227-28-6	1,2,3,4,7,8-hexaclorodibenzo-p-dioxina	0,1
57653-85-7	1,2,3,6,7,8-hexaclorodibenzo-p-dioxina	0,1
19408-74-3	1,2,3,7,8,9-hexaclorodibenzo-p-dioxina	0,1
35822-46-9	1,2,3,4,6,7,8-heptaclorodibenzo-p-dioxina	0,01
03268-87-9	1,2,3,4,6,7,8,9-octaclorodibenzo-p-dioxina	0,0001
51207-31-9	2,3,7,8-tetraclorodibenzofurano	0,1
57117-41-6	1,2,3,7,8-pentaclorodibenzofurano	0,05
57117-31-4	2,3,4,7,8-pentaclorodibenzofurano	0,5
70648-26-9	1,2,3,4,7,8-hexaclorodibenzofurano	0,1
57117-44-9	1,2,3,6,7,8-hexaclorodibenzofurano	0,1
72918-21-9	1,2,3,7,8,9-hexaclorodibenzofurano	0,1
60851-34-5	2,3,4,6,7,8-hexaclorodibenzofurano	0,1
67562-39-4	1,2,3,4,6,7,8-heptaclorodibenzofurano	0,01
55673-89-7	1,2,3,4,7,8,9-heptaclorodibenzofurano	0,01
39001-02-0	1,2,3,4,6,7,8,9 - octaclorodibenzofurano	0,0003

A Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) é uma agência federal dos Estados Unidos da América sob controle do Departamento de Saúde e Serviços Humanos dos Estados Unidos. Presta serviços públicos fornecendo informação e prevenindo a exposição e doenças relacionadas com substâncias tóxicas (ATSDR, 2016).

A ATSDR elabora a cada dois anos uma lista, por ordem de prioridade, das substâncias mais comuns encontradas nas indústrias e que representam um potencial significativo de perigosidade para a saúde humana. A Lista Nacional de Prioridades (LNP) tem em conta a toxicidade conhecida ou presumível, assim como a exposição humana às substâncias analisadas. A lista é revista e publicada de dois em dois anos, procedendo-se a uma revisão informal anualmente.

É de notar que a lista em questão não relata as substâncias mais tóxicas, mas uma priorização de substâncias baseado na combinação da sua frequência, toxicidade e potencial de exposição humana.

O ranking das substâncias perigosas na LNP é baseado em três critérios que combinadas resultam na pontuação final: frequência, toxicidade e potencial de exposição humana.

#### Níveis de exposição

A Dose Diária Tolerável (DDT) foi proposta pela OMS em 1990 para a exposição por ingestão. Foi introduzida para assegurar um nível de exposição que não apresentasse um risco para a

saúde. Para as dioxinas e furanos a DDT tem sido progressivamente ajustada ao longo dos anos: a primeira proposta definiu um valor de 10 pgOMS-TEQ kg<sup>-1</sup> de peso corporal, por dia (WHO, 1991 *vide* Schiavon, M., et al 2015); em 1998 a OMS actualizou este valor para um intervalo de 1 a 4 pgOMS-TEQ kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> (WHO,1998). Actualmente, o valor proposto pela Comunidade Europeia é de 14 pgOMS-TEQ kg<sup>-1</sup> por semana (European Commission, 2006).

A abordagem da United States Environmental Protection Agency (US EPA) em relação aos efeitos carcinogénicos assume uma relação linear de dose-resposta sem limiar, já que o dano numa única célula pode ser suficiente para causar cancro. O declive da curva, chamado “factor de declive” (FD), define o risco de cancro em baixas doses, expresso em termos probabilísticos. Foram propostos FDs específicas a cada substância para inalação (FD<sub>inal</sub>) e ingestão (FD<sub>oral</sub>) (USEPA, 2015). Uma simplificação do conceito FD é dado pela introdução de uma abordagem de unidade de risco (UR). A UR expressa o potencial de cancro que deriva da exposição contínua a concentrações de 1 µg L<sup>-1</sup> ou 1 µg m<sup>-3</sup> de uma substância carcinogénica na água ou no ar, respectivamente (US EPA, 2015). Os valores de FD<sub>inal</sub>, FD<sub>oral</sub> e UR<sub>inal</sub> para os vários congéneres apresentam-se na tabela 2-4.

Tabela 2-3 - Valores de FD e UR dos congéneres de PCDD e PCDF

		FD <sub>inal</sub> (mg kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup>	FD <sub>oral</sub> (mg kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup>	UR <sub>inal</sub> ((µg m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup>
<b>Dioxinas</b>	2,3,7,8-TCDD	1,3E+05	1,3E+05	3,8E+01
	1,2,3,7,8-PeCDD	1,3E+05	1,3E+05	3,8E+01
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	1,3E+04	1,3E+04	3,8E+00
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	4,5E+03	6,2E+03	1,3E+00
	1,2,3,7,8,9-HxCDD	4,5E+03	6,2E+03	1,3E+00
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1,3E+03	1,3E+03	3,8E-01
	1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	3,8E+01	3,9E+01	1,1E-02
<b>Furanos</b>	2,3,7,8-TCDF	1,3E+04	1,3E+03	3,8E+00
	1,2,3,7,8-PeCDF	3,8E+03	3,9E+03	1,1E+00
	2,3,4,7,8-PeCDF	3,8E+04	3,9E+04	1,1E+01
	1,2,3,4,7,8-HxCDF	1,3E+04	1,3E+04	3,8E+00
	1,2,3,6,7,8-HxCDF	1,3E+04	1,3E+04	3,8E+00
	2,3,4,6,7,8-HxCDF	1,3E+04	1,3E+04	3,8E+00
	1,2,3,7,8,9-HxCDF	1,3E+04	1,3E+04	3,8E+00
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1,3E+03	1,3E+03	3,8E-01
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1,3E+03	1,3E+03	3,8E-01
	1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	3,8E+01	3,9E+01	1,1E-02

### *Níveis medidos no ambiente*

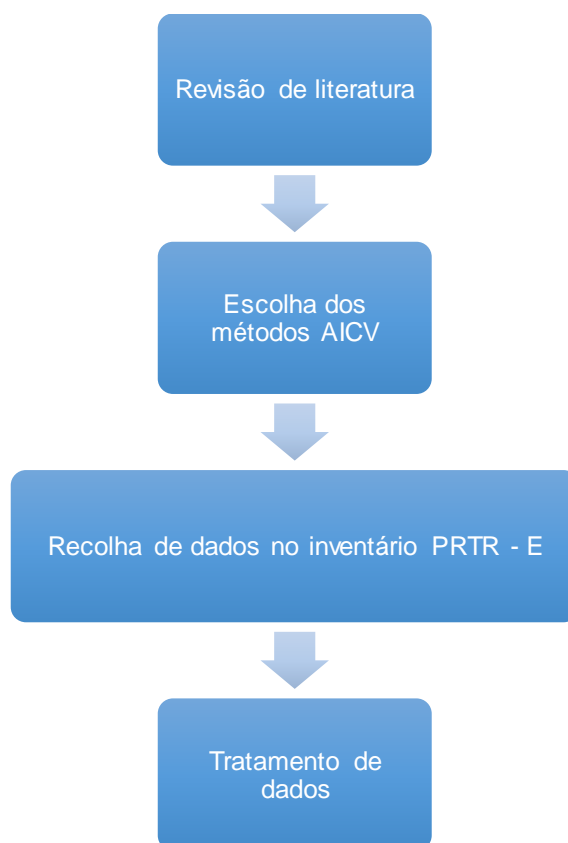
A concentração de dioxinas e furanos no ar aumenta das áreas rurais para as urbanas e zonas industriais. Num estudo realizado durante 10 anos em Catalonia (Espanha) foram medidas as concentrações de dioxinas e furanos. Os resultados apresentam-se nos intervalos 5-45, 10-357 e 5-1196  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  em áreas rurais, urbanas e industriais, respectivamente (Abad, E. et al, 2007). Concentrações medidas na proximidade de um incinerador municipal de resíduos urbanos em Itália compreendem-se entre 22 e 337  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  (Caserini, S. et al, 2004). Concentrações entre 10 e 138  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  foram medidas na área urbana de Trento (Itália) (Ragazzi, M. et al, 2014). Campanhas de monitorização noutras cidades mostram concentrações médias de 40-119  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  em Thessaloniki (Grécia) (Kouimtzis, T. et al. 2002), 26-220  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  em Manchester (Lohmann, R. et al. 2000), 65  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  em Roma (Menichini, E. et al. 2007) e 40-55  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  em Houston (Correa, O. et al. 2004).

Quando se trata de países em desenvolvimento, estas concentrações sobem. Na China, por exemplo, as concentrações médias de dioxinas e furanos atingiram valores entre 57-1280  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  em Guangzhou (Yu, L. et al, 2006), 18-644  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  em Pequim (Li, Y.M. et al, 2008), e 156-1440  $\text{fgI-TEQM}^{-3}$  perto de um incinerador municipal de resíduos sólidos em (Zhang, M. et al, 2014).

### 3. Metodologia

#### 3.1. Metodologia geral

O presente capítulo apresenta o procedimento utilizado na dissertação, de forma a atingir os objectivos propostos. Tendo em conta o conteúdo recolhido e apresentado no capítulo da revisão de literatura, foi formulada a metodologia apresentada na figura 3-1:



*Figura 3-1 - Metodologia geral*

A primeira fase da presente dissertação é a revisão de literatura. Para a sua realização foi necessária a realização de uma pesquisa bibliográfica sobre os métodos AICV mais utilizados. Foram consultados artigos científicos, manuais de descrição dos vários métodos e relatórios.

Foi ainda realizada a recolha de informação sobre o caso específico das dioxinas e furanos, por serem compostos cuja determinação de toxicidade é um tema dotado de elevada incerteza.

### **3.2. Recolha de dados no inventário de emissões PRTR-E**

#### *Convenção de Aarhus*

A Convenção da UNECE no acesso à informação, participação pública na tomada de decisão e acesso à justiça em matéria de ambiente foi adoptada a 25 de Junho de 1998, na cidade de Aarhus, Dinamarca na 4ª Conferência Ministerial do Ambiente para a Europa.

A Convenção de Aarhus torna-se num novo tipo de acordo ambiental. Une os direitos ambientais e os direitos humanos; reconhece uma obrigação para com as futuras gerações; estabelece que o desenvolvimento sustentável deve ser alcançado através do envolvimento de todos os stakeholders; une o papel dos governos e a protecção ambiental; e converge as interacções entre o público e as autoridades públicas num contexto democrático (UNECE, 2016 a).

#### *Protocolo de Kiev*

O protocolo de Registo de Emissões e Transferência de Poluentes (PRTR) foi adoptado na reunião extraordinária das partes da Convenção de Aarhus a 21 de Maio de 2003. A reunião aconteceu na 5ª Conferência Ministerial Ambiente para a Europa, em Kiev entre 21 e 23 de Maio de 2003. O Protocolo foi assinado em Kiev por 36 Estados-Membros e pela Comunidade Europeia. A 20 de Maio de 2016, o Protocolo foi ratificado por 34 países e pela União Europeia.

Em matéria de registo de emissões e transferência de poluentes, o Protocolo de Kiev tornou-se o primeiro instrumento legal e internacional obrigatório, a 8 de Outubro de 2009. A primeira sessão da reunião das partes foi realizada entre os dias 20 e 22 de Abril de 2010 em Genebra, Suíça, e a segunda sessão nos dias 3 e 4 de Julho em Maastricht, Holanda.

O seu objectivo é realçar o acesso público à informação através do estabelecimento de um registo de emissões e transferência de poluentes a nível nacional.

Todos os Estados-Membros das Nações Unidas podem aderir ao Protocolo, incluindo aqueles que não ratificaram a Convenção de Aarhus, assim como os não membros da Comissão Económica para a Europa. É, desta forma, um protocolo aberto globalmente (UNECE, 2016b).

#### *PRTR-E*

O Registo Europeu das Emissões e Transferências de Poluentes é um registo que fornece dados ambientais a partir das indústrias dos Estados-Membros da União Europeia (UE), Islândia, Liechtenstein, Noruega, Sérvia e Suíça. Contém o reporte anual de dados de mais de 30 000 estabelecimentos industriais e inclui 65 actividades económicas na Europa (PRTR-E, 2016).

O Regulamento PRTR-E estabelece as orientações sobre os processos de comunicação dos dados e visa melhorar o acesso público à informação sobre ambiente (Comissão Europeia, 2006). Contribui para a transparência e a participação pública na tomada de decisão em



ambiente. Implementa na comunidade europeia o Protocolo PRTR da Convenção de Aarhus da UNECE.

A comunicação de dados é efectuada pelos operadores de estabelecimentos onde seja desenvolvida pelo menos uma actividade PRTR (estabelecimentos PRTR) para as autoridades competentes PRTR de cada Estado-Membro, que os validam, divulgam e enviam para a Comissão Europeia e que os disponibiliza no site PRTR Europeu (APA, 2017). Esquematicamente:



*Figura 3-2 - Fluxo de dados PRTR-E (adaptado de APA, 2017)*

O Regulamento estabelece um registo, ao nível comunitário, das emissões e transferência de poluentes na forma de uma base de dados electrónica e acessível ao público.

O anexo I do Regulamento PRTR-E contém uma lista de 65 actividades agrupadas em 9 sectores de actividade:

1. Energia;
2. Produção e transformação de metais;
3. Indústria de minerais;
4. Indústria química;
5. Gestão dos resíduos e das águas residuais;
6. Produção e transformação de papel e madeira;
7. Produção animal intensiva e aquicultura;
8. Produtos animais e vegetais do sector alimentar e das bebidas; e
9. Outras actividades

A comunicação de dados é apenas obrigatória para estabelecimentos que excedam o limiar de capacidade e os limiares de emissões ou os limiares de transferência para fora do local de poluentes presentes em águas residuais ou de resíduos. Se os limiares forem atingidos, mas não excedidos, não é obrigatório o reporte dos dados. Se não houver especificação de qualquer limiar

de capacidade, todos os estabelecimentos dedicados à actividade em causa estão obrigados a comunicar os dados, desde que pelo menos um dos limiares seja excedido. Se apenas forem excedidos os limiares de capacidade, mas não os limiares de emissões ou transferências para fora do local, não há obrigação de comunicação de dados.

O Anexo II do Regulamento PRTR-E enumera 91 substâncias a comunicar, reunidas em sete grupos: substâncias organocloradas, gases de efeito de estufa, metais pesados, pesticidas, outros gases, substâncias inorgânicas e outras substâncias orgânicas. Especifica, também um valor limiar anual aplicável às emissões de cada poluente para os vários meios (ar, água e solo). Os limiares das emissões para a água são igualmente aplicáveis à transferência para fora do local de poluentes presentes em águas residuais destinadas a tratamento. Nos casos em que não é estabelecido qualquer valor limiar, o parâmetro e o meio em causa não geram uma obrigação de comunicação de dados.

Através dos dados presentes no inventário de emissões PRTR-E verificou-se que, relativamente ao ano de 2014, a indústria que apresenta maior quantidade de emissões para o ar é a de produção de energia. O gráfico 3-3 apresenta as percentagens de emissões para o ar relativas aos vários sectores industriais. A indústria de produção de energia revela aproximadamente 69% do total de emissões reportadas, seguida da indústria de extracção mineral com aproximadamente 9%.

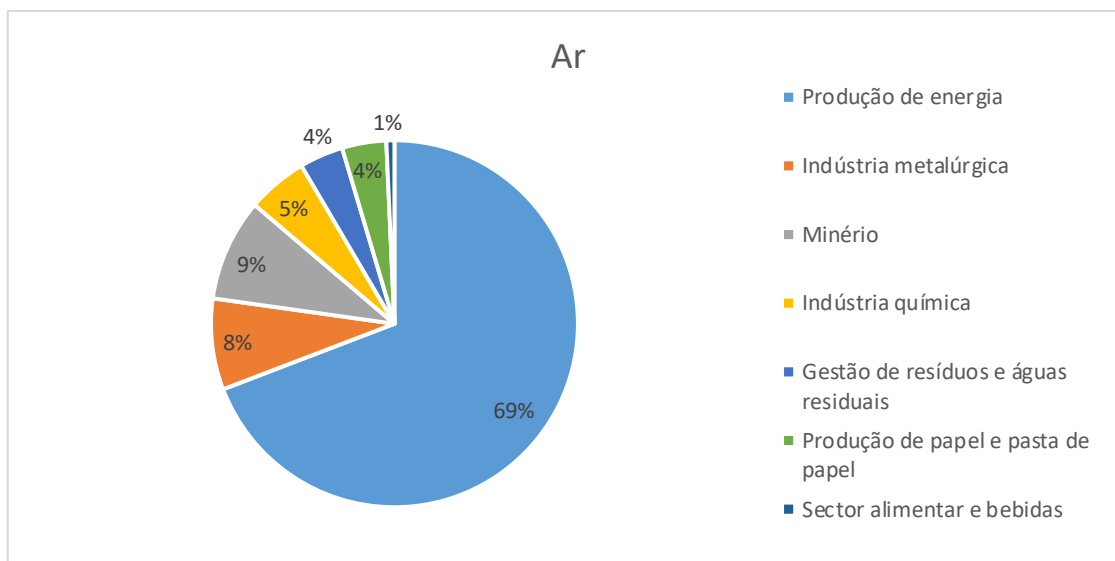


Figura 3-3 - Emissões atmosféricas por sector, na UE para o ano de 2014

Relativamente às emissões para a água, verifica-se através do gráfico 3-4 que 50% são da responsabilidade da indústria química, seguida pela gestão de resíduos e águas residuais, que representa 25% das emissões.

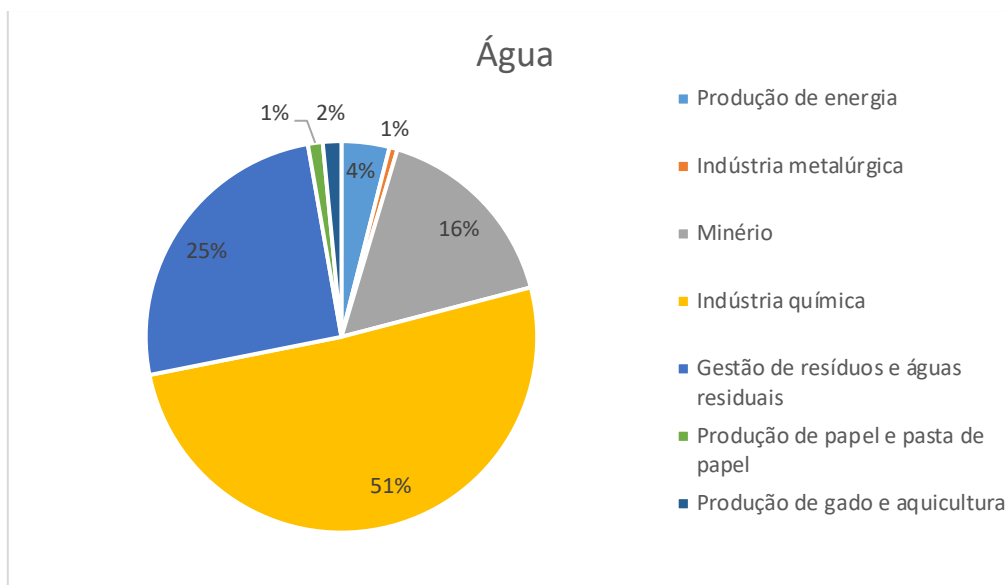


Figura 3-4 - Emissões para a água por sector, na UE para o ano de 2014

### 3.3. Escolha dos métodos de AICV;

Para a escolha dos métodos a comparar realizou-se uma análise da literatura específica, de forma a compreender quais os métodos mais relevantes e mais utilizados na AICV. Verificou-se que têm vindo a ser desenvolvidas diferentes metodologias para AICV, ao longo do tempo. Investigadores têm vindo a actualizar e a renovar métodos previamente existentes e apresentando novas versões. Um exemplo é a metodologia EDIP 97, que foi substituída anos mais tarde pela metodologia EDIP 2003, mais actual.

Outras metodologias como o IMPACT 2002+ e o ReCiPe foram desenvolvidas tendo por ponto de partida a selecção das melhores características de métodos previamente existentes, como o CML 2001 e o Eco-Indicator 99. O desenvolvimento histórico pode ser observado a partir da figura 3-5:

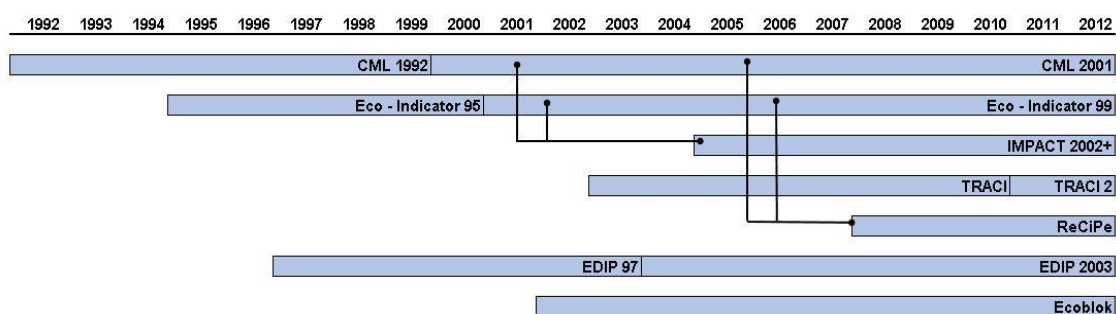


Figura 3-5 - Evolução ao longo do tempo das várias metodologias AICV. (adaptado de Pizzol, M. et al, 2011)

A partir do capítulo da revisão de literatura verificou-se que existem métodos AICV mais efectivos do que outros. Verifica-se a existência de métodos mais aceites e desta forma, mais frequentemente utilizados em estudos e artigos científicos. Assim, relativamente ao procedimento de escolha dos métodos potencialmente interessantes a comparar e analisar na presente dissertação, teve-se em conta aqueles que se sugere serem mais aceites, e consequentemente mais robustos, pela comunidade científica.

Desta forma escolheram-se os seguintes métodos: CML 2001 (Guinée, J., 2001), Eco-Indicator 99 (Goedkoop, M. e Spriensma, R. 2000), EDIP 2003 (Hauschild, M. e Potting, J. 2005), IMPACT 2002+ (Humbert, S. *et al.* 2012), ReCiPe (Goedkoop, M. *et al.* 2013), TRACI 2 (Bare, J., 2012) e EcoBlok (Melo, J. *et al.* 2010).

Embora o método EcoBlok não seja amplamente utilizado e até ainda desconhecido pela maioria da comunidade científica, decidiu-se adicioná-lo por se tornar interessante averiguar se um método simples como este pode oferecer resultados tão interessantes como os demais.

Relativamente ao PRTR, este não é um método de cálculo de AICV. Contudo, torna-se interessante verificar a importância que o PRTR dá a cada poluente em termos práticos, comparando-a com a que os restantes métodos dão.

Para análise comparativa escolheram-se as últimas versões de cada método. De forma a permitir uma leitura mais fácil decidiu-se abreviar o nome dos métodos AICV da forma apresentada na tabela 3-1:

*Tabela 3-1 - Abreviaturas dos métodos AICV*

Nomenclatura utilizada pelos autores	Abreviatura
<b>CML 2001</b>	CML
<b>Eco-Indicator 99</b>	EI99
<b>EDIP 2003</b>	EDIP
<b>IMPACT 2002+</b>	IMPACT
<b>ReCiPe Midpoint</b>	ReCiPe M
<b>ReCiPe Endpoint</b>	ReCiPe E
<b>TRACI 2</b>	TRACI
<b>EcoBlok</b>	EcoBlok
<b>PRTR</b>	PRTR

De forma a ser possível realizar uma comparação entre indicadores, estabeleceram-se categorias de análise onde se pudesse fazer uma correspondência entre os indicadores de cada método AICV. Na tabela 3-2 apresentam-se os indicadores referentes a cada método pela designação pela designação apresentada pelos respectivos autores, assim como as respectivas

unidades de cálculo. Apresentam-se também as categorias de análise a partir das quais será efectuado o exercício de comparação de indicadores.

Tabela 3-2 - Indicadores e categorias de análise por método AICV

Método	Indicador	Unidade	Categoria de análise e abbr.
<b>CML</b>	Potencial de acidificação	kg SO <sub>2</sub> -Eq	CML-paci
	Alterações climáticas	kg CO <sub>2</sub> -Eq	CML-ac
	Potencial de eutrofização	kg PO <sub>4</sub> -Eq	CML-peut
	Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB-Eq	CML-ecotad
	Toxicidade humana	kg 1,4-DCB-Eq	CML-th
	Oxidação fotoquímica	kg etileno-Eq	CML-of
	Depleção de ozono estratosférico	kg CFC-11-Eq	CML-doe
<b>EI 99</b>	Acidificação e eutrofização	pontos	EI99-aci_eut
	Alterações climáticas	pontos	EI99-ac
	Ecotoxicidade	pontos	EI99-ecot
	Carcinogénicos	pontos	EI99-car
	Depleção de ozono estratosférico	pontos	EI99-doe
<b>EDIP</b>	Acidificação	m <sup>2</sup>	EDIP-aci
	Ecotoxicidade	m <sup>3</sup> de água	EDIP-ecot
	Eutrofização	kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	EDIP-eut
	Alterações climáticas	kg CO <sub>2</sub> -Eq	EDIP-ac
	Toxicidade humana – via ar	m <sup>3</sup> de ar	EDIP-th
	Formação de ozono fotoquímico – efeitos na saúde humana e vegetação	pessoa.ppm.h m <sup>2</sup> .ppm.h	EDIP-fof
	Depleção de ozono estratosférico	kg CFC-11-Eq	EDIP-doe
<b>IMPACT</b>	Alterações climáticas	pontos	IMPACT-ac
	Acidificação aquática	kg SO <sub>2</sub> -Eq	IMPACT_aci
	Ecotoxicidade aquática	pontos	IMPACT-ecotaq
	Eutrofização aquática	kg PO <sub>4</sub> -Eq	IMPACT-eutaq
	Acidificação	pontos	IMPACT-aci
	Toxicidade humana	pontos	IMPACT-th
	Depleção de ozono estratosférico	pontos	IMPACT-doe
	Oxidação fotoquímica	pontos	IMPACT-of

Método	Indicador	Unidade	Categoria de análise e abbr.
<b>ReCiPe Midpoint</b>	Alterações climáticas	kg CO <sub>2</sub> -Eq	ReCiPe-ac
	Acidificação	kg SO <sub>2</sub> -Eq	ReCiPe-aci
	Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB-Eq	ReCiPe-ecotmar
	Eutrofização marinha	kg N-Eq	ReCiPe-eutmar
	Formação de oxidantes fotoquímicos	kg COVNM	ReCiPe-of
	Depleção de ozono estratosférico	kg CFC-11-Eq	ReCiPe-doe
<b>ReCiPe Endpoint</b>	Ecotoxicidade de água doce	pontos	ReCiPe-ecotad
	Toxicidade humana	pontos	ReCiPe-th
<b>TRACI</b>	Acidificação	moles H <sup>+</sup> -Eq	TRACI-aci
	Eutrofização	kg N	TRACI-eut
	Alterações climáticas	kg CO <sub>2</sub> -Eq	TRACI-ac
	Ecotoxicidade	kg 2,4-D-Eq	TRACI-ecot
	Depleção de ozono estratosférico	kg CFC-11	TRACI-doe
	Oxidação fotoquímica	kg NO <sub>x</sub> -Eq	TRACI-of
	Não carcinogénicos	kg-tolueno-Eq	TRACI-ncar
<b>EcoBlok</b>	Emissão de gases de efeito de estufa	kg de CO <sub>2</sub> -Eq	EcoBlok-gee
	Emissão de poluentes atmosféricos (PA)	kg NO <sub>x</sub> -Eq	EcoBlok-pa, EcoBlok-pawl,
	Emissão de poluentes para a água e solo (PWL)	kg N-Eq	EcoBlok-pawl,
<b>PRTR</b>	Emissões para o ar	kg	PRTR-ea
	Emissões para a água	kg	PRTR-eag
	Emissões para o solo	kg	PRTR-es

Relativamente aos métodos CML 2001 e ReCiPe Midpoint e Endpoint, estes fazem distinção entre a ecotoxicidade marinha e de água doce. Para efeitos da presente dissertação escolheu-se analisar a ecotoxicidade marinha por apresentar valores mais relevantes.

Em relação ao indicador para a emissão de substâncias precursoras de ozono troposférico, método EDIP 2003 apresenta dois indicadores: formação de ozono fotoquímico – efeitos na saúde humana e formação de ozono fotoquímico – efeitos na vegetação. Embora o cálculo dos dois indicadores seja realizado separadamente, os valores dos Factores de equivalência relativas são iguais. Desta forma apresentam-se os dados apenas para um indicador.

Relativamente ao método TRACI 2 são apresentados dois indicadores para a emissão de substâncias tóxicas para a saúde humana: carcinogénicos e não carcinogénicos. De forma a

simplificar a análise do método escolheu-se analisar apenas o indicador para não carcinogénicos por apresentar uma quantidade substancialmente mais elevada de substâncias no inventário.

Relativamente ao método ReCiPe Endpoint decidiu-se não contabilizar para os indicadores de emissão de GEEs, emissão de substâncias precursoras de ozono troposférico e emissão de substâncias depletoras de ozono estratosférico. A razão recai no facto de estes indicadores não serem aplicados directamente, sendo calculados para quantificar o dano na saúde humana.

Relativamente ao método EcoBlok, foi necessário criar um indicador combinado para as categorias de eutrofização, ecotoxicidade e toxicidade humana. Para tal, considera-se que as emissões para o ar incluídas nestas categorias têm metade da gravidade do que as emissões para água e solo. Desta forma aplicou-se um factor correctivo de 0,5 nos Factores de equivalência para o ar.

### **3.4. Tratamento de dados**

#### **3.4.1. Conceitos e código de cores**

Ao longo do desenvolvimento da presente dissertação serão utilizados conceitos associados à utilização de indicadores. Assim, torna-se importante esclarecer o seu significado, de forma a evitar qualquer incerteza na sua aplicação.

Indicador – parâmetros seleccionados e analisados isoladamente ou combinados entre si, a um nível inferior de agregação.

Índice – corresponde a um nível superior de agregação.

Substância – elemento químico e seus compostos.

Poluente – Substância ou categoria de substâncias com propriedades nocivas para o ambiente ou saúde humana devido às suas propriedades físico-químicas.

Factor de equivalência – factor multiplicado pela quantidade de poluente, que representa a sua contribuição relativa no impacte ambiental. Vários autores utilizam diferentes terminologias: factor de caracterização, eco-factor.

De forma a tornar mais fácil a distinção entre os resultados de cada método em gráficos, desenvolveu-se um código de cores correspondente a cada método. O código de cores está apresentado na tabela 3-3.

Tabela 3-3 - Código de cores

Método	CML	EI99	EDIP	IMPACT	ReCiPe M	EcoBlok	PRTR
Cor							

### 3.4.2. Comparação entre os princípios dos métodos

Relativamente a uma primeira análise de comparação entre os princípios dos métodos, realizou-se uma tabela síntese que engloba os vários indicadores analisados por cada método AICV. Para tal, recorreu-se aos vários manuais explicativos das diferentes metodologias. Optou-se por fazer uma análise de indicadores gerais devido ao facto de as várias metodologias utilizarem diferentes designações para o cálculo de indicadores que são semelhantes.

Realizou-se também uma verificação do número de substâncias presentes no inventário dos vários métodos AICV, de forma a proporcionar uma perspectiva da complexidade dos mesmos.

Para uma análise mais profunda decidiu-se verificar as diferenças entre os factores de equivalência entre as várias substâncias e entre métodos AICV para o mesmo indicador.

Através da pesquisa bibliográfica verificou-se que a comparação de indicadores semelhantes para métodos diferentes não poderia ser realizada de forma directa. O facto de serem contabilizados diferentes poluentes e dos indicadores serem calculados a partir de diferentes substâncias de referência (implicando o uso de diferentes unidades) não estabelece base científica que possibilite uma comparação directa.

Decidiu estabelecer-se uma comparação a partir dos factores de equivalência relativos de cada poluente. Desta forma é possível perceber qual a importância que cada substância tem, relativamente a outras.

Desta forma, a metodologia para uma comparação dos factores de equivalência traduz-se no cálculo dos factores de equivalência relativos, como apresentado na equação 1:

Equação 1

$$FEn_{Rij} = \frac{FE_{i,j}}{\sum FE_{i,j}}$$

$FE_{i,j}$  = factor de equivalência normalizado do poluente j para o indicador i;  $FE_{i,j}$  é o factor de equivalência absoluto para o poluente j, indicador i.

Sendo que, por definição:



*Equação 2*

$$\sum (j) FEn_{i,j} = 1$$

Relativamente ao inventário de substâncias a analisar decidiu-se utilizar as que se encontram sujeitas a reporte pelo inventário de emissões PRTR Europeu. Verificou-se que o PRTR inclui no seu inventário as substâncias mais relevantes em termos ambientais, o que se verifica apto para a verificação do comportamento dos métodos. No anexo 3 apresenta-se a lista de substâncias utilizadas.

### **3.4.3. Comparação de resultados da aplicação de diferentes métodos aos mesmos dados**

Nesta fase, o objectivo é perceber qual o comportamento de cada método AICV quando sujeitos aos mesmos dados. Assim, decidiu fazer-se um teste aos vários métodos, aplicando-os ao caso real das emissões reportadas pelo PRTR na União Europeia. Utilizaram-se os dados reportados do ano 2014 por se verificar serem os mais recentes à data de realização da presente dissertação. Em relação aos sectores de actividade industrial, foram também utilizados os reunidos pelo PRTR: energia, indústria metalúrgica, indústria mineral, indústria química, gestão de resíduos e águas residuais, produção e processamento de papel, suinicultura e aquicultura, produtos animais e vegetais e um grupo para indústrias que não se enquadram em nenhuma das anteriores, designado por “outros”.

A metodologia inclui o cálculo das várias categorias de indicadores a partir dos Factores de equivalência de cada substância e a sua quantidade emitida durante um ano. Aplicando ao inventário de substâncias os Factores de equivalência referentes a cada método, estabelece-se o ponto de partida para a sua comparação.

Construiu-se um gráfico para cada categoria de indicadores de acordo com a equação 3.

*Equação 3*

$$Poleq_{i,k} = \sum_{j=1}^n Q_{j,k} \times FE_{i,j}$$

$Poleq_{k,i}$  é o poluente equivalente para o sector k e indicador i;  $Q_{j,k}$  é a quantidade anual do poluente j para o sector k;  $FE_{j,i}$  é o factor de equivalência para o indicador i, poluente j.

O resultado da equação 2 traduz-se no peso absoluto de cada substância, para o indicador i. Não é um resultado comparável, pelo que necessita de normalização através da equação 4.

#### *Equação 4*

$$Poln_{i,k} = \frac{Poleq_{i,k}}{\sum(k)Poleq_{i,k}}$$

$Poln_{i,k}$  é o poluente normalizado para o indicador  $i$  e sector  $k$ ;  $Poleq_{i,k}$  é o poluente equivalente para o indicador  $i$  e sector  $k$ ;  $\sum(k)Poleq_{i,k}$  é o somatório dos poluentes equivalentes do indicador  $i$  e sector  $k$ .

Por definição:

#### *Equação 5*

$$\sum(k) Poln_{i,k} = 1$$

Relativamente às categorias referentes à emissão de substâncias ecotóxicas e tóxicas para a saúde humana optou-se por realizar três gráficos por indicador. Cada gráfico diz respeito a cada meio de receptor: ar, água e solo. Estas categorias são as que apresentam uma maior lista de substâncias, pelo que seria uma tarefa dificultada fazer uma análise indiscriminada. Adicionando ao facto de os métodos AICV fazerem distinção nos factores de equivalência, tendo em conta o meio receptor.

De forma a perceber a importância dos poluentes por indicador, para os vários sectores, através das fórmulas seguintes:

#### *Equação 6*

$$Poleq_{i,j} = \sum(k) Pol_{j,k} \times FE_{i,j}$$

$Poleq_{i,j}$  é o poluente equivalente para o indicador  $i$  e poluente  $j$ ;  $Pol_{j,k}$  é a quantidade anual emitida do poluente  $j$  para o sector  $k$ ;  $FE_{i,j}$  é o factor de equivalência para o indicador  $i$ , poluente  $j$ .

O resultado da equação 6 traduz-se no peso absoluto de cada substância, para o indicador  $i$ . Não é um resultado comparável, pelo que necessita de normalização através da equação 7.

#### *Equação 7*

$$Poln_{i,j} = \frac{Poleq_{i,j}}{\sum(j)Poleq_{i,j}}$$

Por definição:

#### *Equação 8*

$$\sum(j) Poln_{i,j} = 1$$

## 4. Resultados e discussão

### 4.1. Comparação de indicadores entre métodos AICV

Uma análise preliminar requer a averiguação dos indicadores que cada método AICV utiliza na sua avaliação de impacto e/ou dano.

Na tabela 4-1 apresentam-se as categorias de indicadores incluídos nos vários métodos AICV.

Tabela 4-1 - Indicadores incluídos nos métodos AICV

		Métodos						
Indicadores		CML	EI 99	EDIP	IMPACT	ReCiPe	TRACI	EcoBlok
Pressão	Emissão de subs. acidificantes							
	Emissão de GEEs							
	Emissão de precursores de ozono troposférico							
	Captação/depleção da água							
	Emissão de substâncias depletoras de ozono estratosférico							
	Depleção de combustíveis fósseis							
	Depleção de recursos abióticos/minerais							
	Depleção de recursos bióticos							
	Emissão de substâncias tóxicas para o ecossistema							
	Emissão de partículas							
	Energias não renováveis							
	Emissão de substâncias eutrofizantes							
	Radiações ionizantes							
	Emissão de substâncias tóxicas para a saúde humana							
	Uso do solo							
Dano	Alterações climáticas							
	Qualidade do ecossistema							
	Recursos							
	Saúde humana							

Legenda:

	Mede directamente, a partir de indicador
	Mede indirectamente

Verifica-se que todos os métodos AICV incluem a categoria de aquecimento global (ou alterações climáticas), em que para o cálculo do indicador são utilizados os potenciais de aquecimento global, desenvolvido pelo Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Relativamente ao indicador da depleção de ozono verifica-se que todos os métodos AICV incluem esta categoria, embora nem sempre com a mesma designação (depleção da camada de ozono ou depleção de ozono estratosférico). O cálculo deste indicador é consensual pois é utilizada a metodologia dos potenciais de depleção de ozono publicada pela World Meteorological Organization. Relativamente ao método Eco-Indicator 99, a situação é semelhante à do aquecimento global, sendo que o indicador de depleção de ozono é calculado indirectamente através do indicador saúde humana.

Verifica-se que todos os métodos AICV incluem as categorias de emissões tóxicas para a saúde humana, embora as várias designações sejam diferentes (toxicidade humana, saúde humana, carcinogénicos ou não carcinogénicos). Relativamente a esta categoria as metodologias utilizadas diferem. O ReCiPe e o IMPACT 2002+ apresentam um modelo baseado no destino químico, exposição, efeito e severidade. O TRACI e o CML 2001 diferem no cálculo do efeito e da severidade. O EDIP 2003 apresenta uma abordagem simplificada, sem a descrever na totalidade.

Relativamente ao método Eco-Indicator 99 considera-se que os indicadores midpoint são calculados indirectamente já que são tidos em conta no cálculo dos danos na saúde humana, no ecossistema e nos recursos.

Relativamente ao método EcoBlok este efectua o cálculo de seis indicadores de forma directa. Contudo contabiliza também vários indicadores indirectamente: emissões acidificantes, emissões de precursores de ozono troposférico.

Tabela 4-2 - Número de poluentes por método AICV

Método	Poluentes (nº)	Observações
<b>CML</b>	800	Factores de equivalência para mais do que um indicador, ou sub-indicador. Factores de equivalência para três meios receptores (ar, água e solo)
<b>EI 99</b>	391	Dependendo da perspectiva cultural
<b>EDIP</b>	500	Factores de equivalência para mais do que um indicador, ou sub-indicador. Factores de equivalência para três meios receptores (ar, água e solo)
<b>IMPACT</b>	1500	Factores de equivalência para mais do que um indicador, ou sub-indicador. Factores de equivalência para três meios receptores (ar, água e solo)
<b>ReCiPe</b>	3000	
<b>TRACI</b>	3000	
<b>Ecoblok</b>	350	Factores de equivalência para mais do que um indicador, ou sub-indicador. Factores de equivalência para três meios receptores (ar, água e solo)

A tabela 4-2 apresenta a quantidade de poluentes utilizada pelos diferentes métodos AICV. É de notar que a mesma substância pode ser contabilizada mais do que uma vez, tendo em conta o meio de emissão e a categoria de indicador. Ou seja, se um poluente for dotado de Factores de equivalência diferentes relativamente à sua emissão para o ar ou para a água, será contabilizado como dois poluentes diferentes. Se incluir também emissão para o solo, será contabilizado como três poluentes diferentes.

## 4.2. Comparação de factores de equivalência por categoria de poluentes

Os gráficos apresentados no capítulo 4.2. apresentam as ponderações relativas dos poluentes que integram cada categoria de análise, tendo em conta os vários métodos AICV analisados.

### Emissão de GEEs

A partir do gráfico 4-1 verifica-se que existe consenso nos factores de equivalência. Apenas o método PRTR apresenta algumas variações, em particular para o dióxido de carbono. Deve-se ao facto de todos os métodos utilizarem a metodologia desenvolvida pelo IPCC, excepto o PRTR, que utiliza como base de cálculo os limiares de reporte de emissões. As variações entre os restantes métodos devem-se às actualizações nos potenciais de efeito de estufa que acontecem periodicamente. A actualização dos factores de equivalência pelas metodologias AICV não

acompanha as actualizações realizadas pelo IPCC. Verifica-se que é uma metodologia consensual e cientificamente aceite.

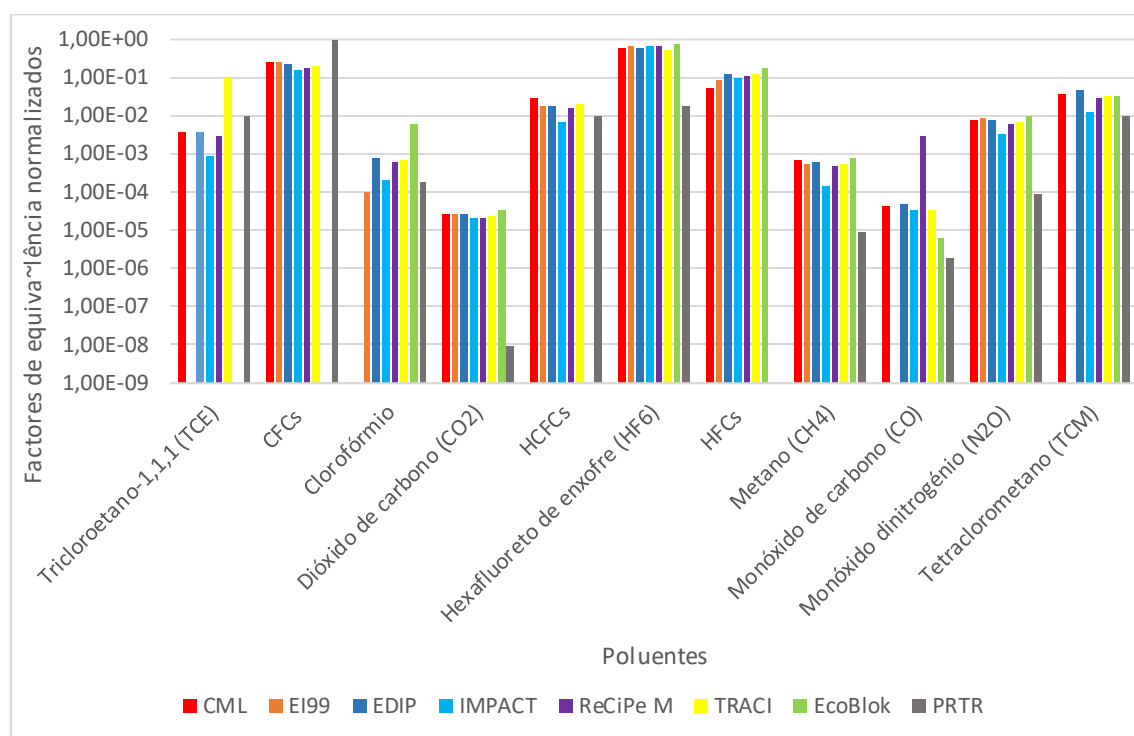


Figura 4-1 - Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacto "emissão de GEE"

### Emissão de poluentes acidificantes

Verifica-se, a partir do gráfico 4-2, que não há consenso no cálculo deste indicador. Tal pode ser explicado pelo cálculo dos potenciais de acidificação a partir de diferentes modelos, assim como pelas diferentes perspectivas na cadeia causa-efeito.

O método ReCiPe apresenta maior discrepância relativamente aos outros métodos. Encontra-se abaixo da média para a amónia e para óxidos de enxofre. Pelo contrário, os óxidos de azoto encontram-se acima da média. Por ser um método de pressão e dano, a contabilização do impacto de acidificação é realizada em duas fases. No gráfico 4-2 apenas se teve em conta a fase de impacte, que apenas tem em conta os ecossistemas terrestres. Nesta fase apenas se tem em conta a fase inicial da cadeia causa-efeito (destino atmosférico dos poluentes). A fase dose-resposta é determinada na fase de dano.

O método CML faz o cálculo combinado do impacte da acidificação e eutrofização. Contudo, os valores dos Factores de equivalência encontram-se na média relativamente aos restantes métodos, exceptuando apenas os óxidos de enxofre relativamente ao método ReCiPe.

Os métodos EcoBlok e PRTR apresentam os mesmos valores pois os Factores de equivalência do método EcoBlok são calculados a partir dos limiares de emissão apresentados pela método PRTR. Quando os Factores de equivalência são normalizados, verificam-se os mesmos valores.

A partir dos dados apresentados é possível concluir que os modelos não são consensuais, embora as discrepâncias não sejam superiores a uma ordem de grandeza.

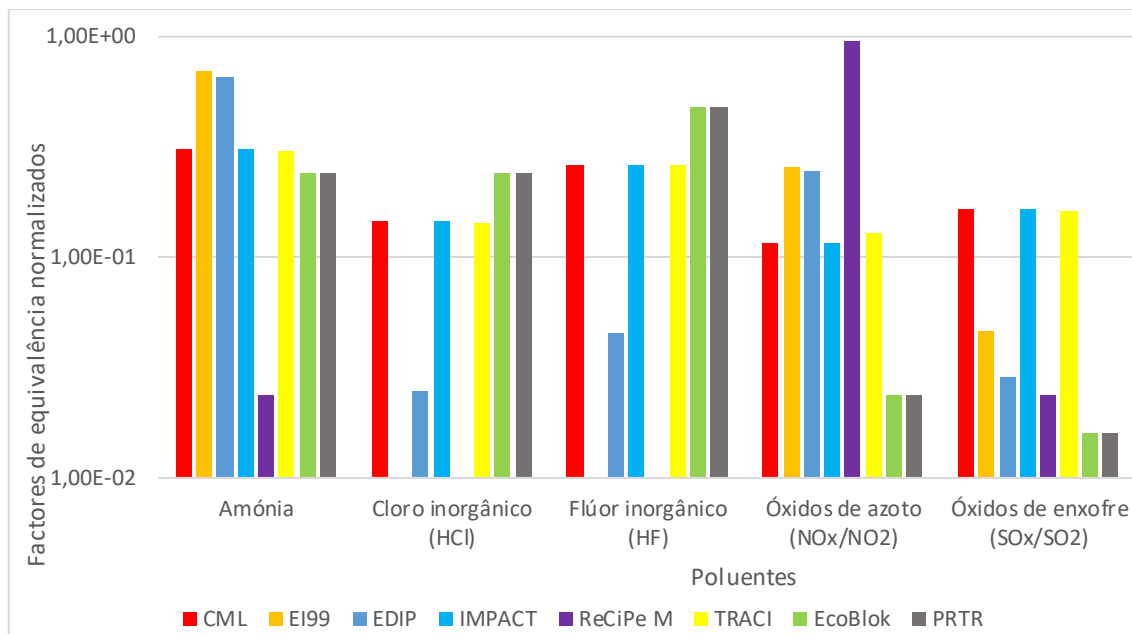


Figura 4-2 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacto "emissão de substâncias acidificantes"

### Emissão de poluentes eutrofizantes

A partir do gráfico 4-3 verifica-se que relativamente ao inventário não há consenso sobre os poluentes a considerar. A amónia é o poluente com mais métodos a incluí-la, contudo, os factores de equivalência não são uniformes.

A maior disparidade verifica-se relativamente ao COT, que é incluído no inventário de apenas quatro métodos. Aqui há uma variação maior entre o PRTR e os outros. Verifica-se que não existe consenso entre utilizar ou não este poluente, e no caso de ser utilizado, qual o factor de equivalência aceitável.

A análise deste indicador evidencia que os modelos não são consensuais, sendo que métodos como o CML e EDIP contabilizam tanto a eutrofização terrestre como aquática, enquanto que outros contabilizam a apenas a eutrofização aquática, como o TRACI.

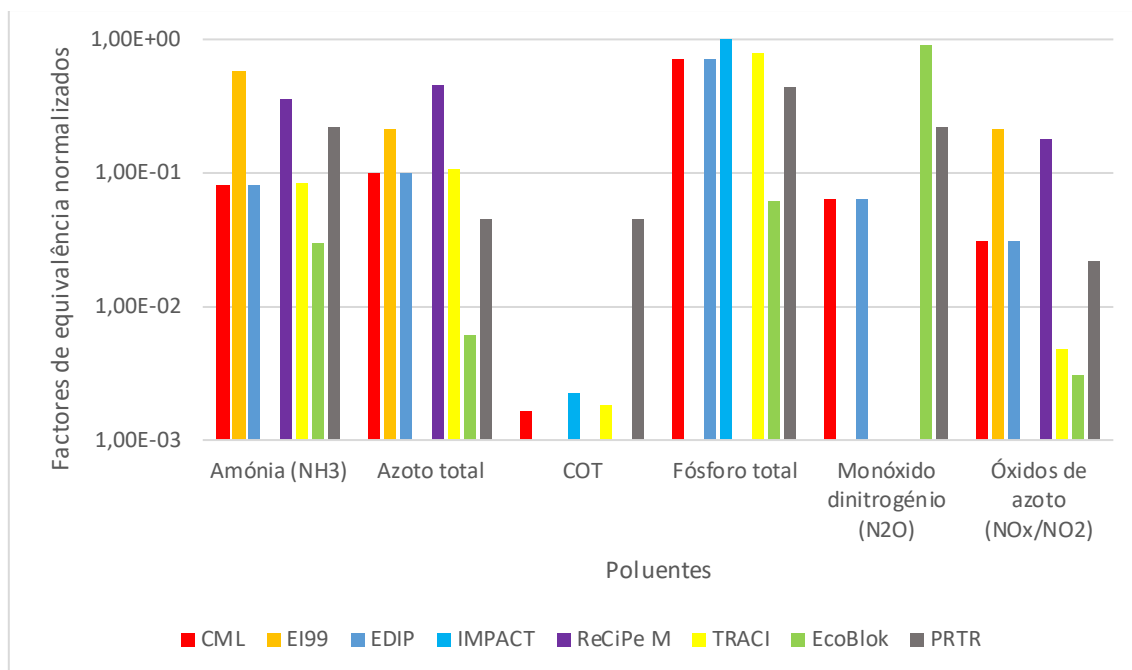


Figura 4-3 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes eutrofizantes"

### Emissão de poluentes depletors de ozono estratosférico

Embora não haja consenso na designação da presente categoria de impacte (designada por depleção de ozono estratosférico ou apenas depleção da camada de ozono), existe consenso na sua inclusão por os métodos AICV analisados. Os factores de equivalência são calculados, genericamente, a partir dos potenciais de depleção de ozono (à excepção do Ecoblok e PRTR).

A divergência recai no método PRTR, na sua ponderação ao tetraclorometano e no EcoBlok, por considerar apenas este poluente. A questão no método EcoBlok reside no facto de não fazer uma dupla contabilização dos poluentes. Como a maioria dos poluentes depletors de ozono são também de efeito de estufa, estes não entram do indicador em questão.



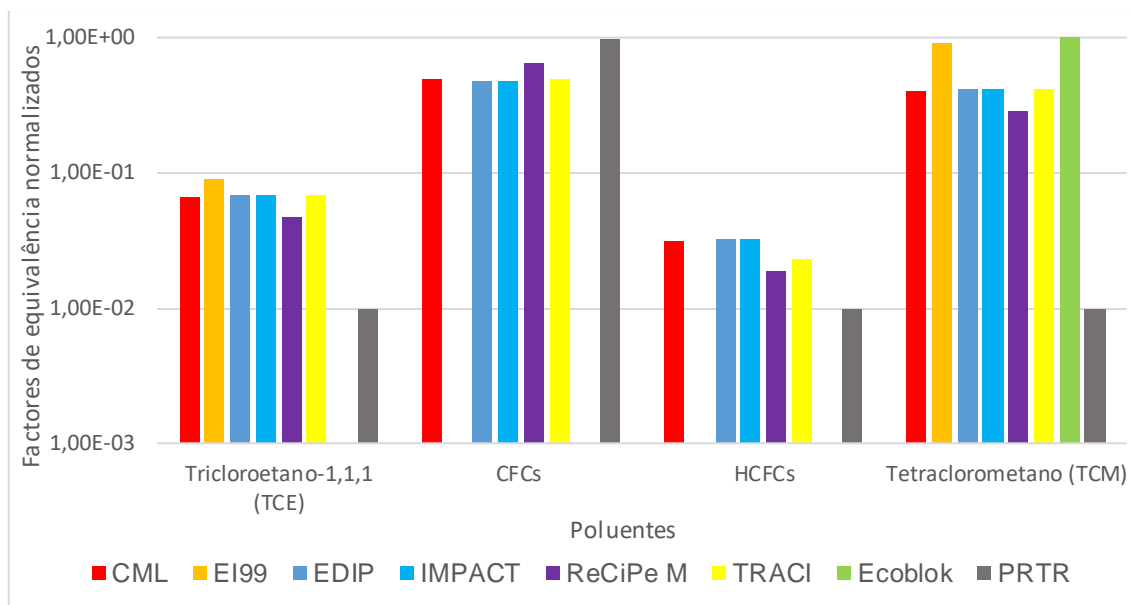


Figura 4-4 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes depletors de ozono estratosférico"

### Emissão de poluentes precursores de ozono troposférico

Nos vários métodos de AICV este indicador aparece com uma variedade de designações diferentes: formação de ozono troposférico, formação de ozono fotoquímico, formação de foto-oxidantes, foto-smog ou smog de verão. Denota que os vários métodos seguem diferentes modelos de cálculo do indicador. O método EI99 não inclui a presente categoria de impacte na sua metodologia.

Verifica-se que há uma discrepância acentuada nas ponderações relativas de praticamente todos os poluentes. Por exemplo, os óxidos de azoto apresentam uma variação de três ordens de grandeza no factor de equivalência normalizado. O mesmo acontece relativamente aos VOCNM.

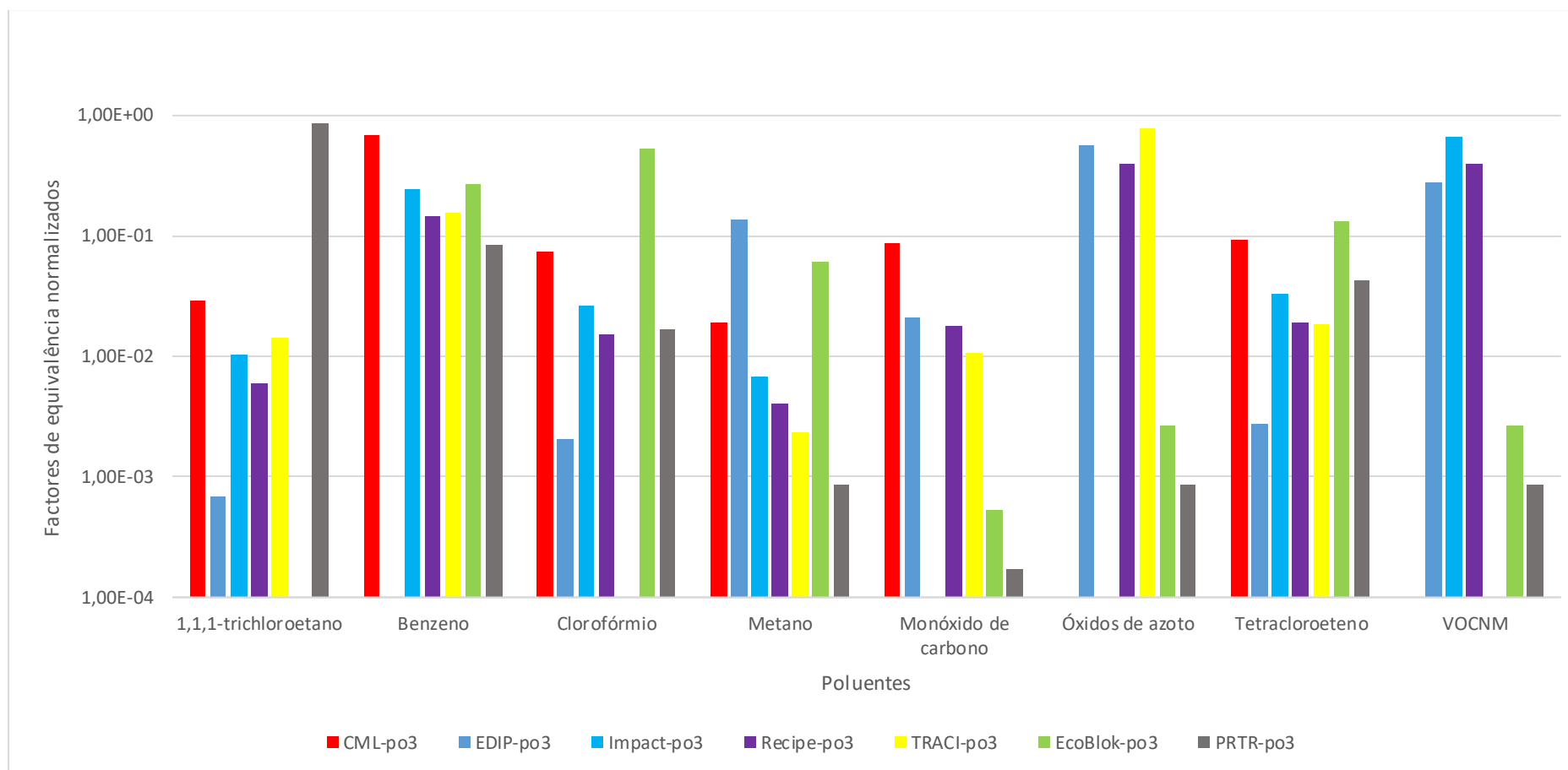


Figura 4-5 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes precursores de ozono estratosférico"

## **Emissão de poluentes ecotóxicos**

No gráfico 4-6 apresentam-se os factores de equivalência normalizados para o indicador de emissão de poluentes ecotóxicos, onde estão compreendidas as emissões para o ar. No gráfico 4-7 apresenta-se o caso específico para os Factores de equivalência normalizados para as emissões atmosféricas dos metais pesados.

Verifica-se que o ReCiPe e o TRACI apresentam factores de equivalência normalizados bastante semelhantes (1,1,1-tricloroetano, clorofórmio, hexaclorobenzeno, PCDD e PCDF, pentaclorobenzeno, pentaclorofenól, tetracloroeteno e tricloroeteno). Como referido no capítulo 2, estes métodos apresentam uma metodologia semelhante, sendo que a diferença recai no inventário, em que o ReCiPe considera mais poluentes.

O método Ecoblok apresenta valores acima da média para a maioria dos poluentes: atraceno, benzeno, bifenilos policlorados e clorofórmio.

Verifica-se que os PCDD e PCDF têm o factor de equivalência relativo mais elevado de todos os poluentes. Parece haver consenso nos factores de equivalência normalizados e todos os métodos, à excepção do IMPACT (que difere entre três e quatro ordens de grandeza, em relação aos restantes). Devido à elevada incerteza em termos dos efeitos ambientais de que estes poluentes são dotados, a maioria dos métodos tende a elevar o seu factor de equivalência de forma a ir de encontro à teoria da precaução.

Relativamente ao gráfico 4-7 verifica-se que é dada uma importância mais elevada para os metais pesados do que aos restantes poluentes. As ordens de grandeza não diferem drasticamente entre os vários métodos, à excepção do EDIP e IMPACT para mercúrio. Deve-se ao facto de os efeitos destas substâncias serem já bastante bem conhecidos, pelo que a divergência está apenas na importância que cada método dá a cada metal pesado.

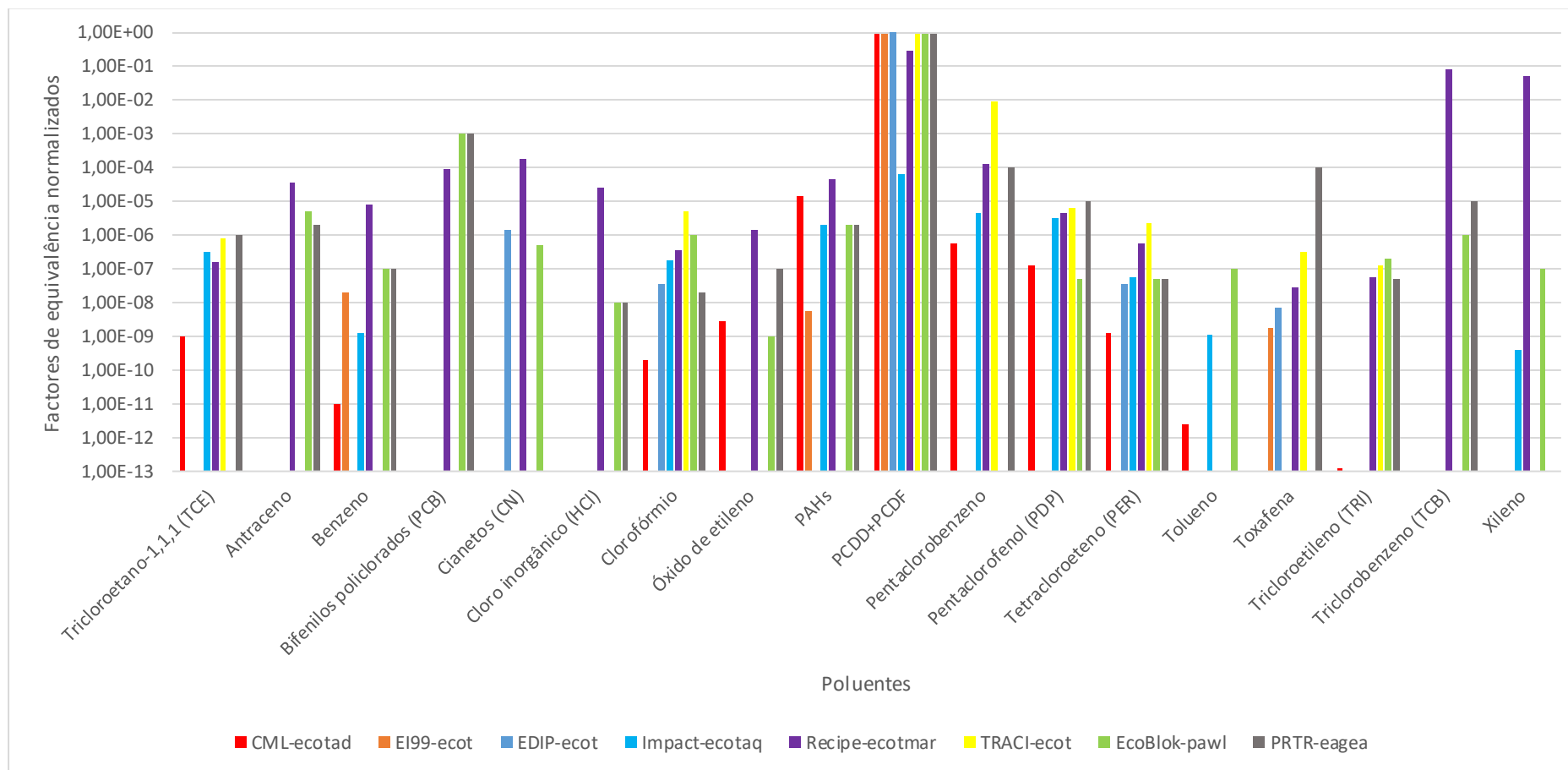


Figura 4-6 Factores de equivalência normalizados para a categoria de impacto "emissão de substâncias ecotóxicas" relativamente às emissões para o ar

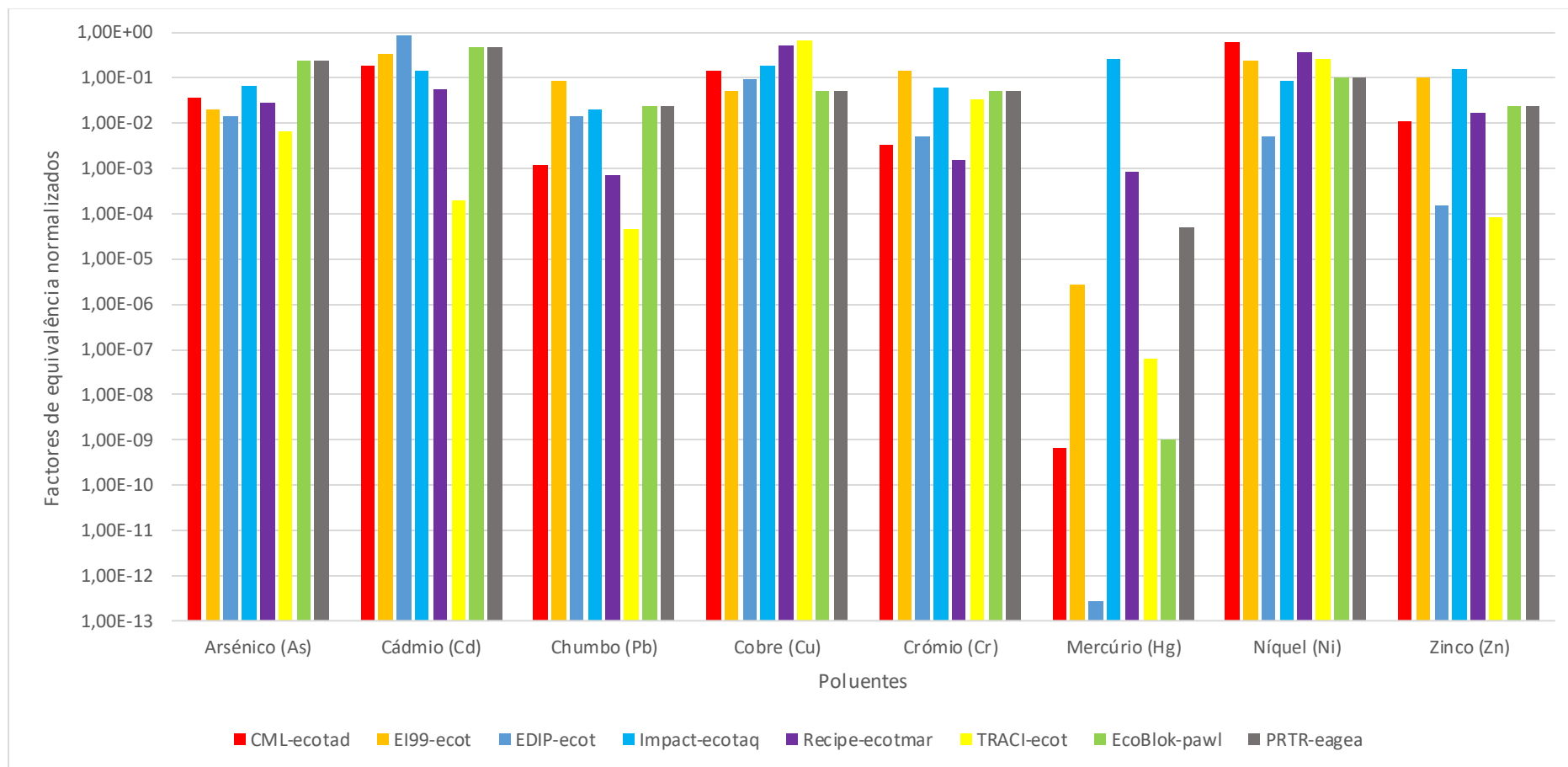


Figura 4-7 Factores de equivalência para a categoria de impacte "emissão de substâncias ecotóxicas" relativamente a metais pesados e emissões para o ar

No gráfico 4-8 apresentam-se os factores de equivalência normalizados para o indicador de emissão de poluentes ecotóxicos, onde estão compreendidas as emissões para a água. No gráfico 4-9 apresenta-se o caso específico para os factores de equivalência normalizados das emissões para a água para metais pesados.

Verifica-se que é uma categoria de impacte que não gera consenso relativamente ao inventário a considerar, assim como a importância relativa de cada poluente.

Verifica-se que o método EcoBlok apresenta, no geral um factor de equivalência normalizado superior aos restantes métodos. Contudo para os metais pesados não se verificam diferenças significativas.

Relativamente ao método IMPACT pode observar-se pelo gráfico 4-9 que a ponderação normalizada para o níquel é aproximadamente 0,99, resultando numa distribuição de 0,01 pelos restantes poluentes. Relativamente aos metais pesados, o método inclui apenas o cádmio, o mercúrio e o níquel no seu inventário. Dá uma importância substancialmente maior às emissões de níquel, resultando numa diferença em seis ordens de grandeza relativamente aos restantes. Denota que é dada bastante importância a este poluente, contudo resulta numa subvalorização dos restantes poluentes e no seu efeito no meio aquático.

Verifica-se que para os PCDD e PCDF apenas os métodos ReCiPe e PRTR contabilizam estas emissões para a água. Na realidade não existem dados reportados pelo PRTR-E destas emissões para a água, pelo que a sua contabilização acabar por não se tornar eficaz. Contudo, pode tornar-se numa mais-valia no estudo de um produto específico, em que haja este tipo de emissões.

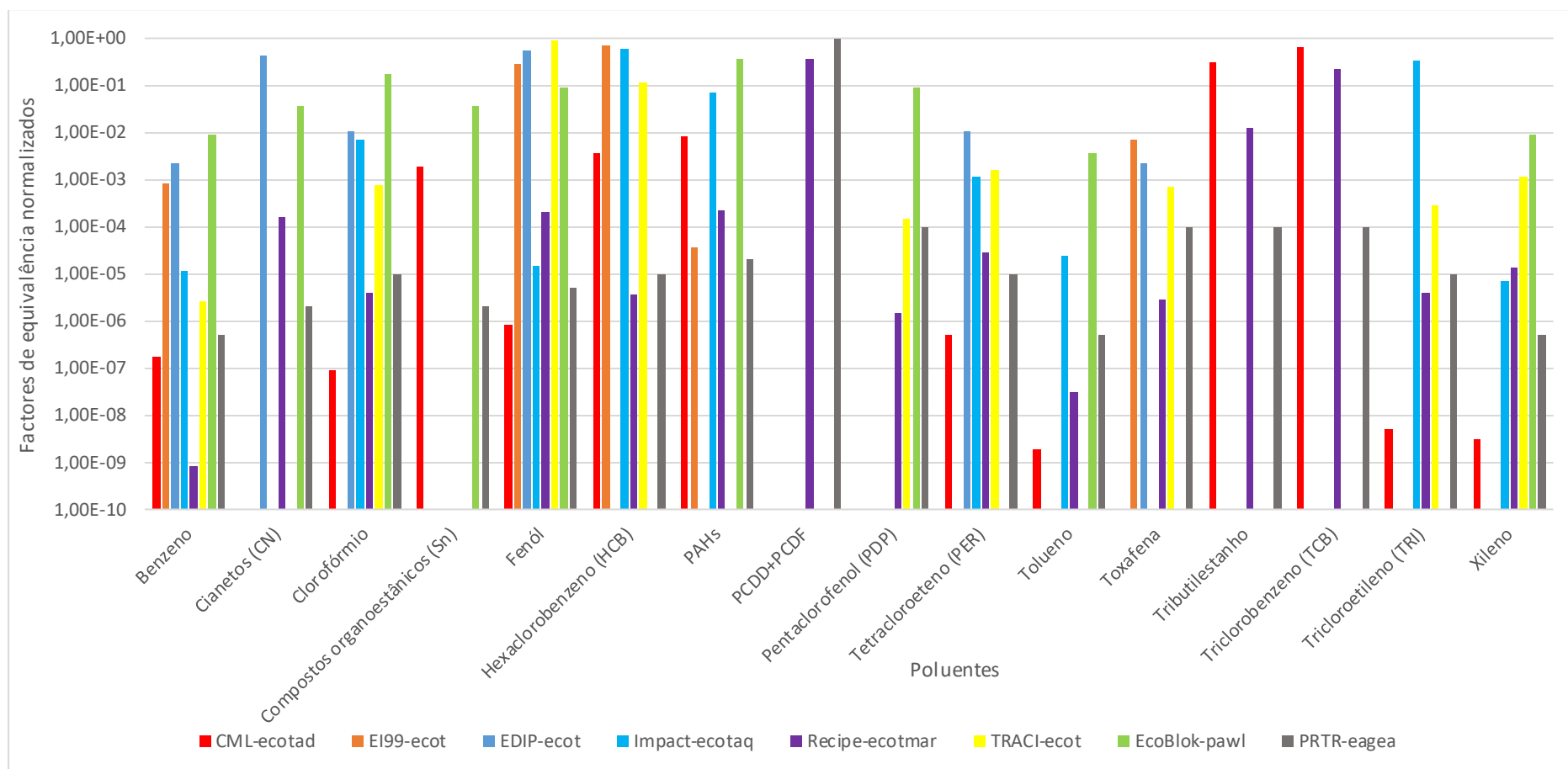


Figura 4-8 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes ecotóxicos" relativamente a emissões para a água

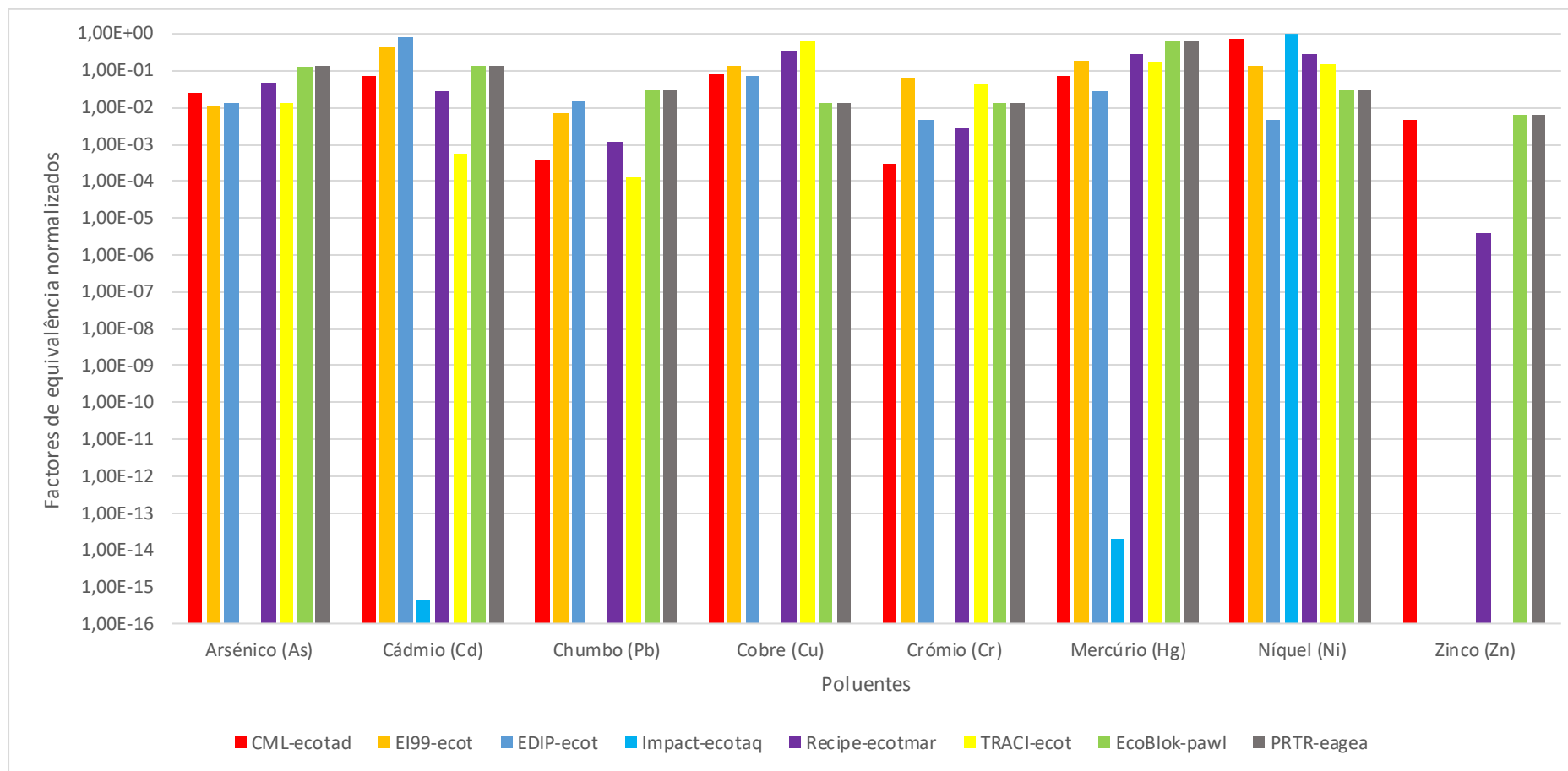


Figura 4-9 Factores de equivalência normalizados por poluente ara a categoria de impacte "emissão de poluentes ecotóxicos" relativamente a metais pesados e emissões para a água



No gráfico 4-10 apresentam-se os factores de equivalência normalizados para o indicador de emissão de poluentes ecotóxicos, onde estão compreendidas as emissões para o solo. No gráfico 4-11 apresenta-se o caso específico para os factores de equivalência normalizados das emissões para o solo dos metais pesados.

Verifica-se que relativamente às emissões para o solo os vários métodos consideram uma maior quantidade de pesticidas. Embora este tipo de poluentes seja de aplicação no solo, a dinâmica dos ecossistemas mostra-nos que na interacção solo-água o meio receptor final seja o meio hídrico. Parece, desta forma haver uma falha metodológica/científica na não consideração destes poluentes para o meio aquático. Quando se analisam as emissões para o solo no inventário PRTR-E verifica-se que apenas existem dados para metais pesados. Os pesticidas aparecem reportados para emissões para a água. Ou seja, acaba por não haver quantificação no impacte dos pesticidas no ambiente. Sugere-se o estudo de Factores de equivalência de pesticidas no meio hídrico de forma a serem incluídos no impacte da ecotoxicidade.

Contudo, parece haver consenso relativamente aos valores dos factores de equivalência normalizados, pois não se verificam discrepâncias significativas nas mesmas, à excepção do método CML. Dá uma importância significativa às emissões de níquel, verificando-se valores inferiores à média nos restantes poluentes, nomeadamente nos pesticidas.

Em relação ao gráfico referente aos metais, verifica-se que o ReCiPe e PRTR apresentam valores inferiores à média. Justifica-se pelo facto de contabilizarem os PCDD e PCDF e de estes apresentarem uma ponderação próxima de 0,5 para o ReCiPe e de 1 para o PRTR.

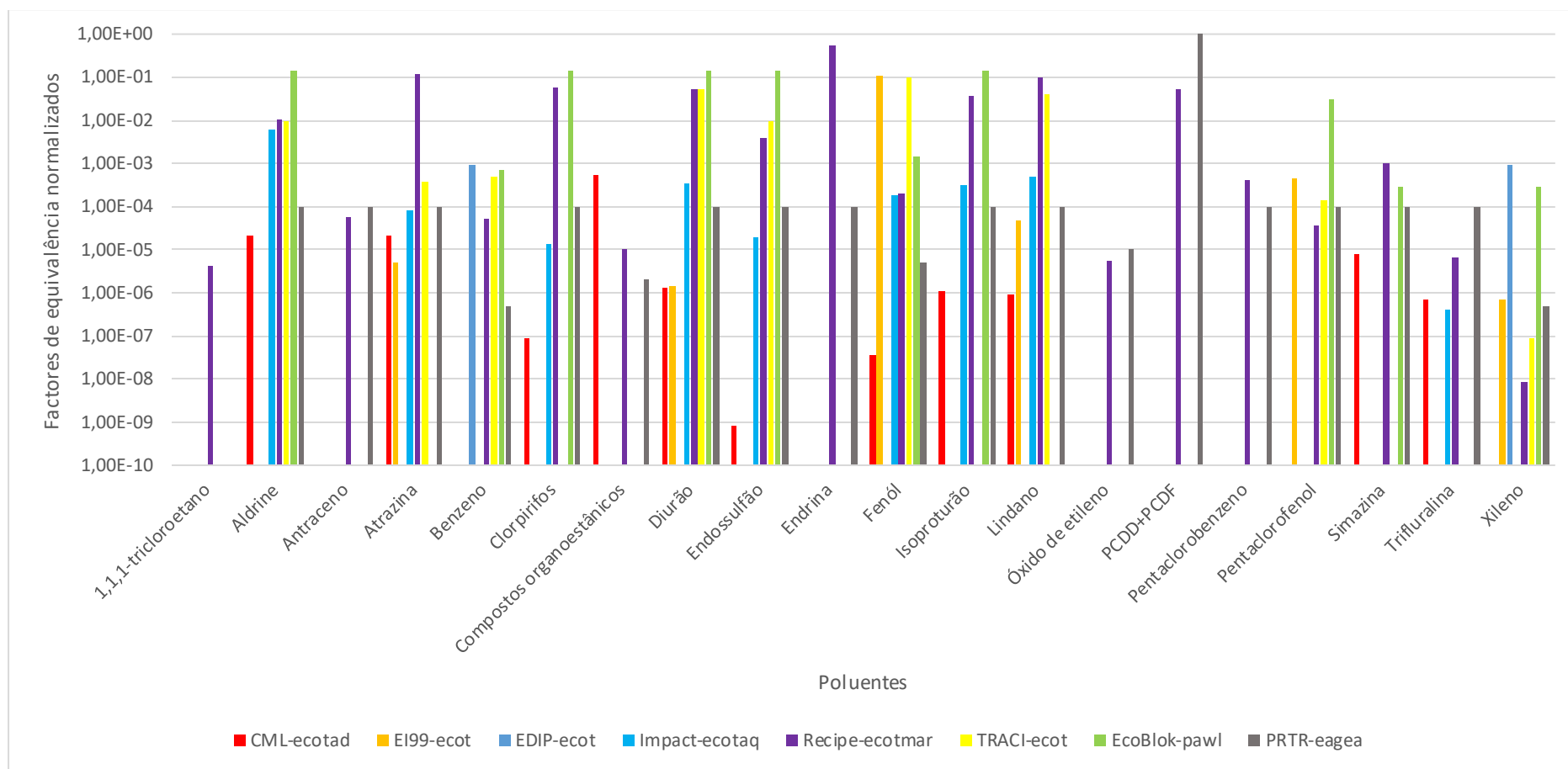


Figura 4-10 - Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes ecotóxicos" relativamente a emissões para o solo

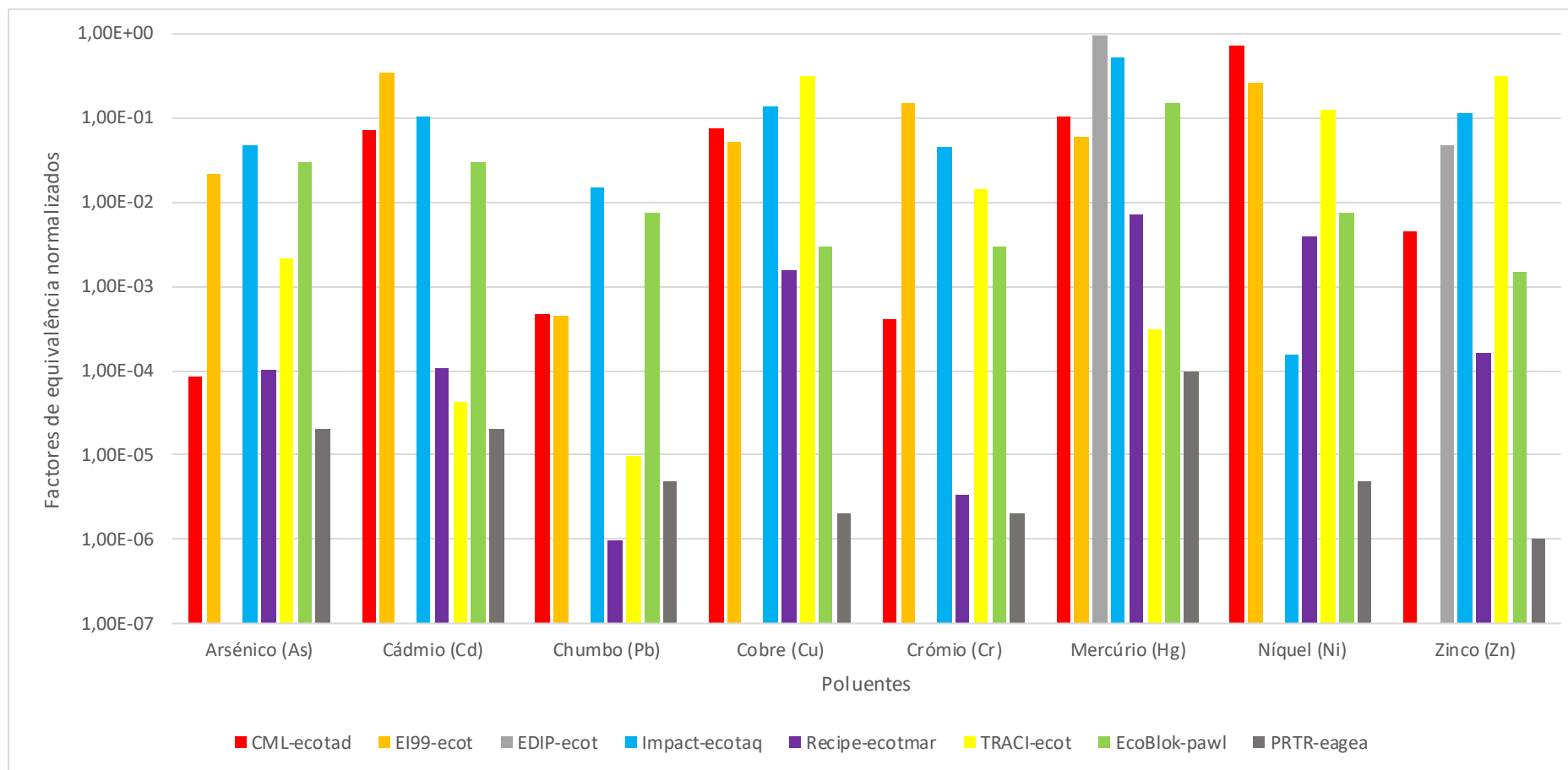


Figura 4-11 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes ecotóxicos" relativamente a metais pesados e emissões para o solo

## **Emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana**

No gráfico 4-12 apresentam-se os factores de equivalência normalizados para o indicador de emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana, onde estão compreendidas as emissões para o ar. No gráfico 4-13 apresenta-se o caso específico para os factores de equivalência normalizados das emissões para o ar dos metais pesados.

Verifica-se um consenso no que diz respeito aos factores de equivalência para PCDD e PCDF. é o poluente com o maior factor de equivalência normalizado em todos os métodos. Verifica-se que para a categoria de toxicidade para a saúde humana os métodos tomam uma posição mais preventiva no que diz respeito à incerteza que estes poluentes suscitam na comunidade científica. Verificam-se no mínimo três ordens de grandeza de diferença para os restantes poluentes, podendo chegar às catorze.

À parte dos PCDD e PCDF verifica-se uma falta de consenso na importância dada a cada poluente.

Relativamente aos factores de equivalência normalizados para emissões para a água, apresentadas nos gráficos 4-14 e 4-15 verifica-se não haver consenso no inventário. Apenas os métodos ReCiPe e PRTR incluem as dioxinas dando-lhes as ponderações mais elevadas. Os restantes métodos dão maior importância aos metais pesados, sendo que entre estes parece haver discordância nos pesos relativos.

Em relação aos factores de equivalência normalizados para emissões para o solo nos gráficos 4-16 e 4-17 verifica-se a mesma situação que na ecotoxicidade. É dada aqui uma importância aos pesticidas, pelo que se sugere também para esta categoria de impacto a inclusão de pesticidas para a água já que estes compostos entram na cadeia alimentar pelas duas vias e visto que existem mais dados para a água torna-se importante estabelecer esta relação.

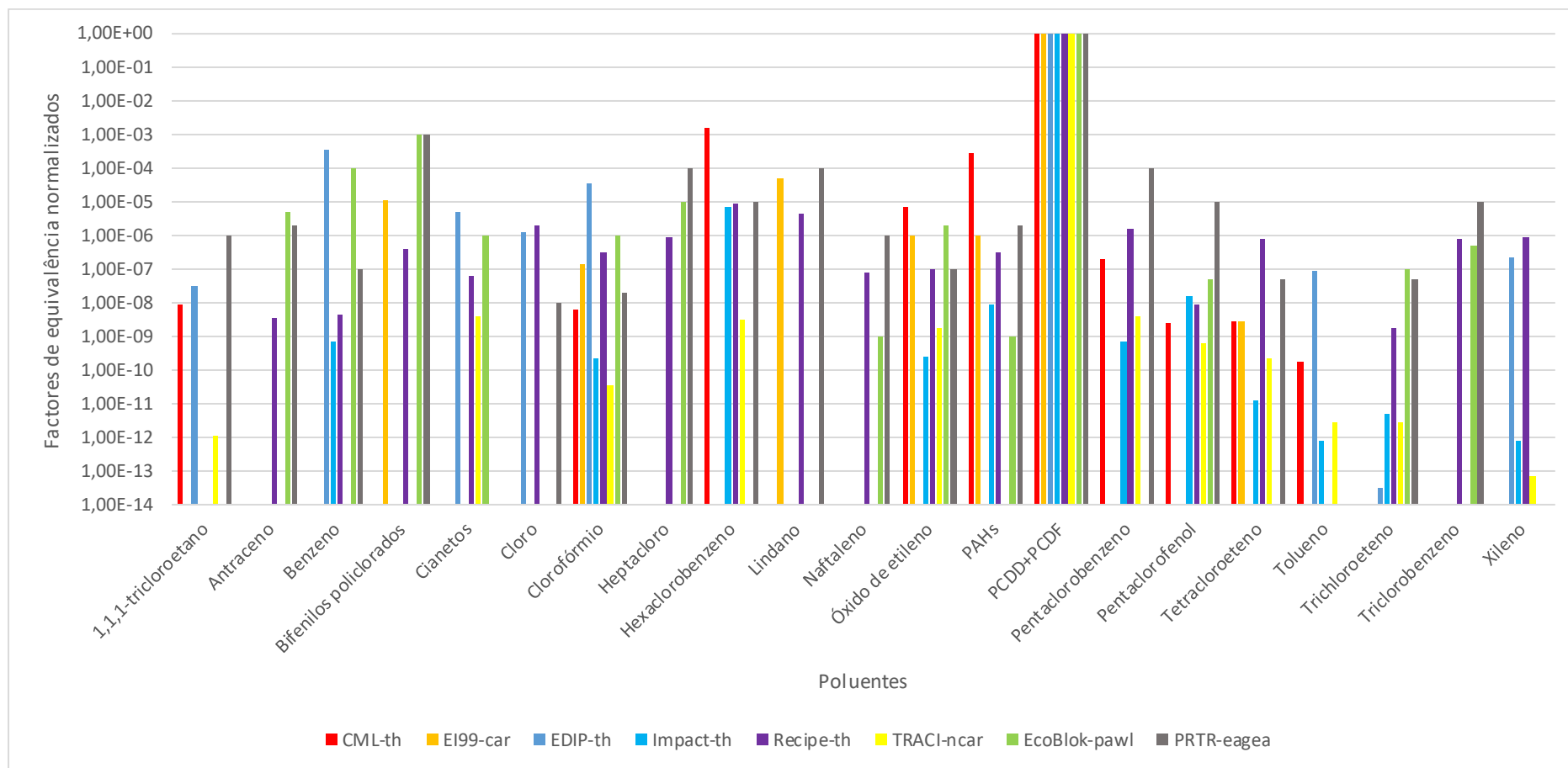


Figura 4-12 Factores de equivalência normalizados para a categoria de impacto "emissão de substâncias tóxicas para a saúde humana" relativamente a emissões para o ar

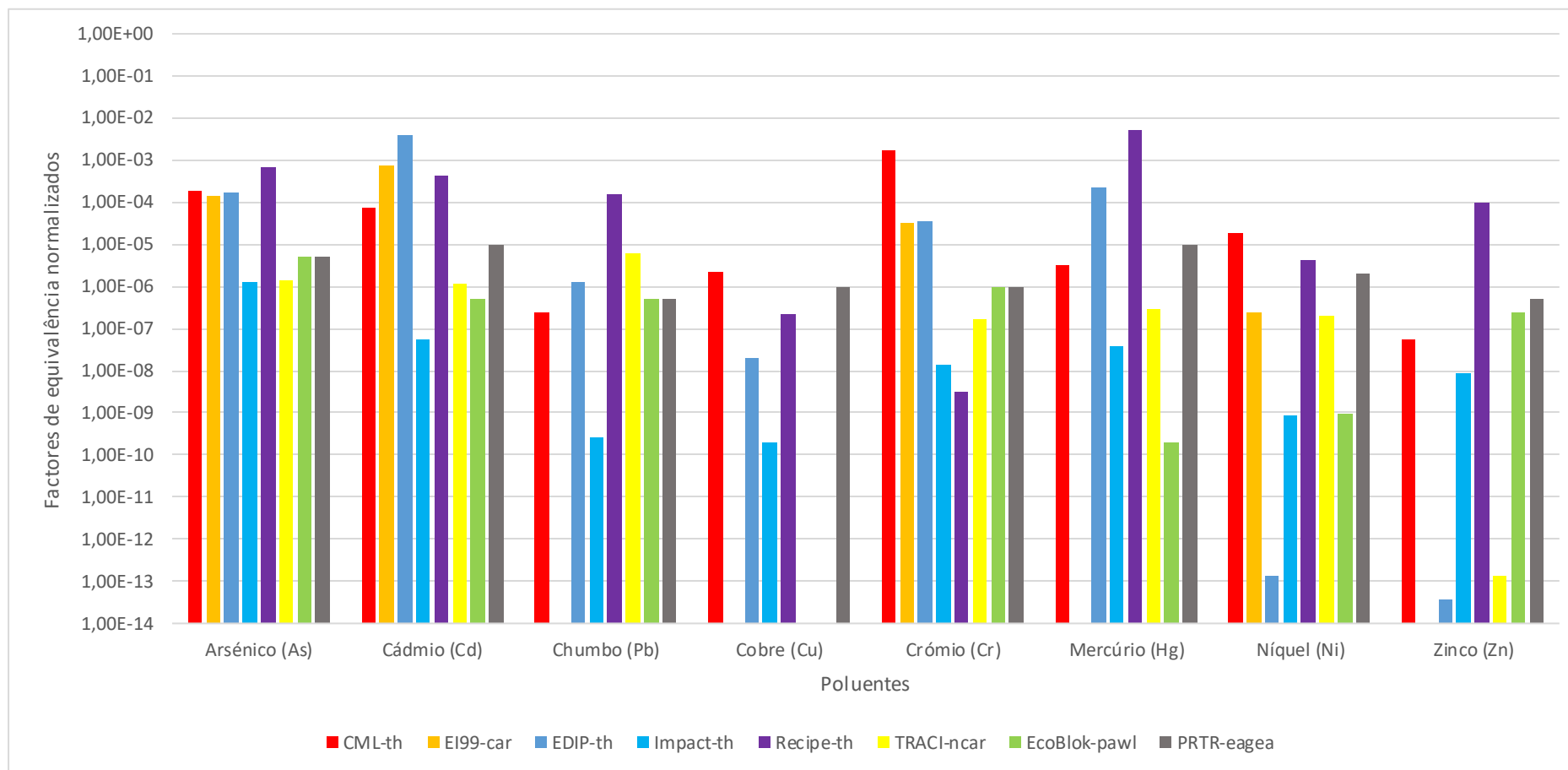


Figura 4-13 Factores de equivalência normalizados para a categoria de impacto "emissão de substâncias tóxicas para a saúde humana" relativamente a metais pesados e emissões para o ar

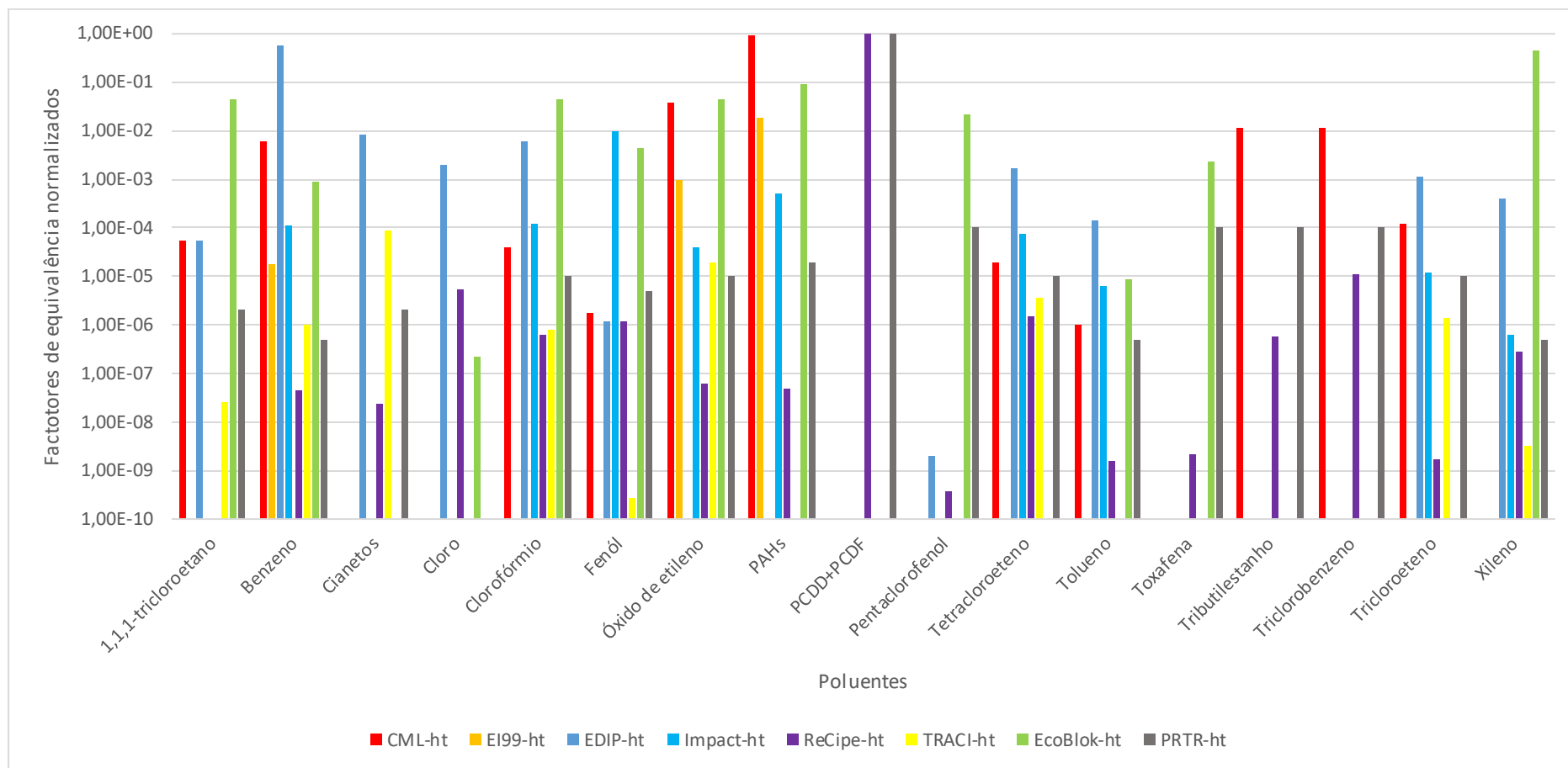


Figura 4-14 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" relativamente a emissões para a água

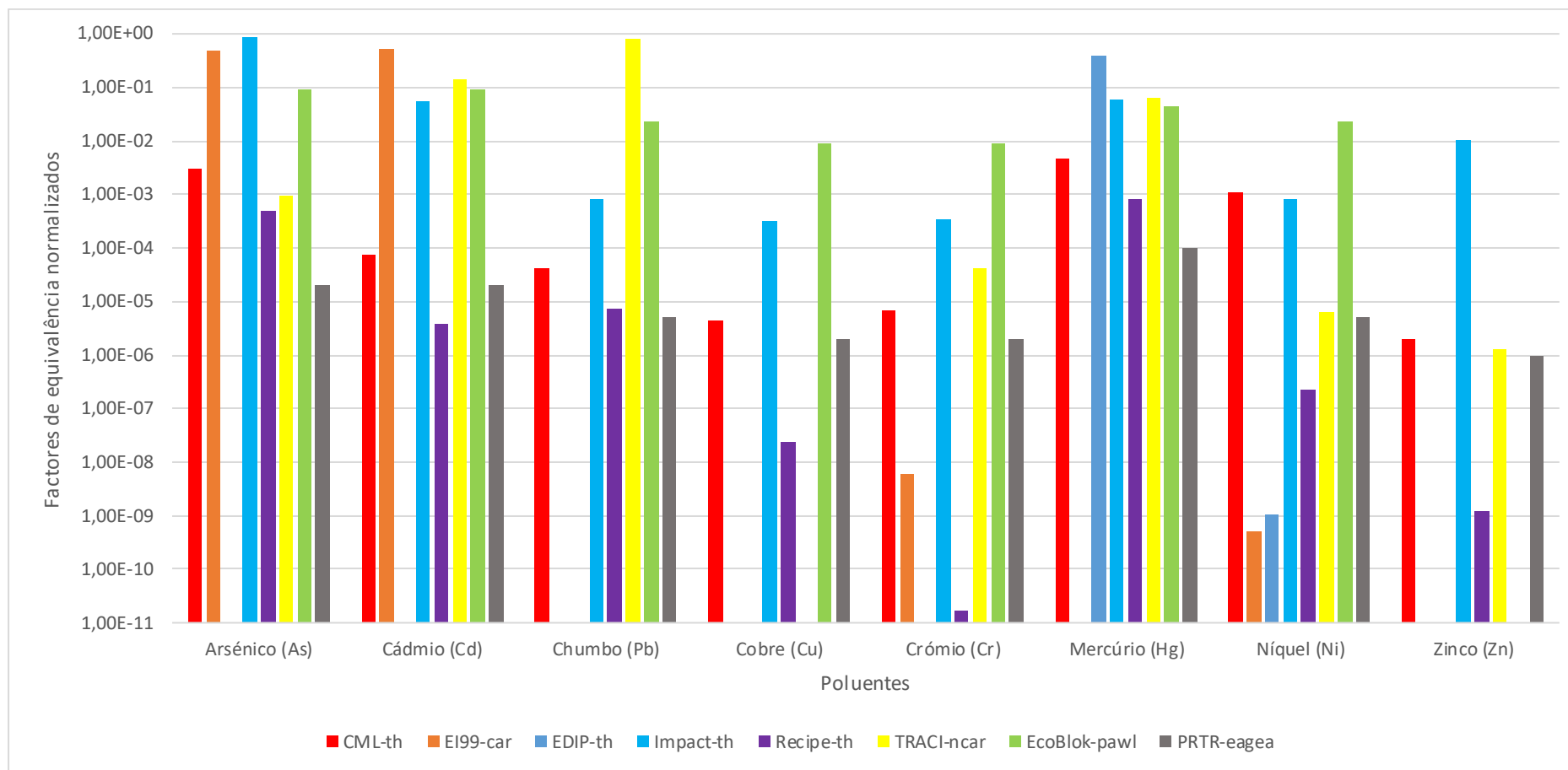


Figura 4-15 Factores de equivalência normalizados, por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" relativamente a metais pesados e emissões para a água



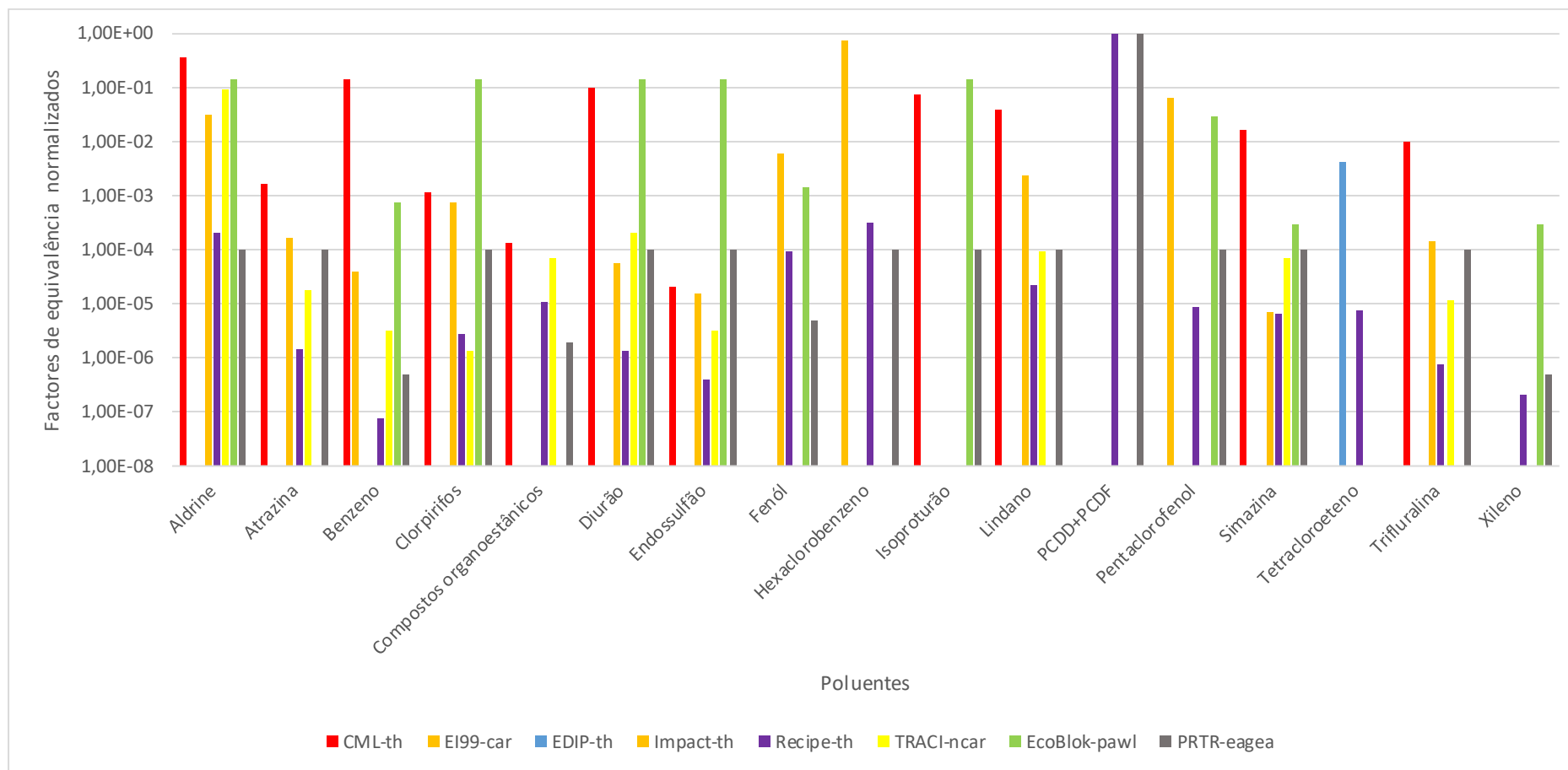


Figura 4-16 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" relativamente a emissões para o solo

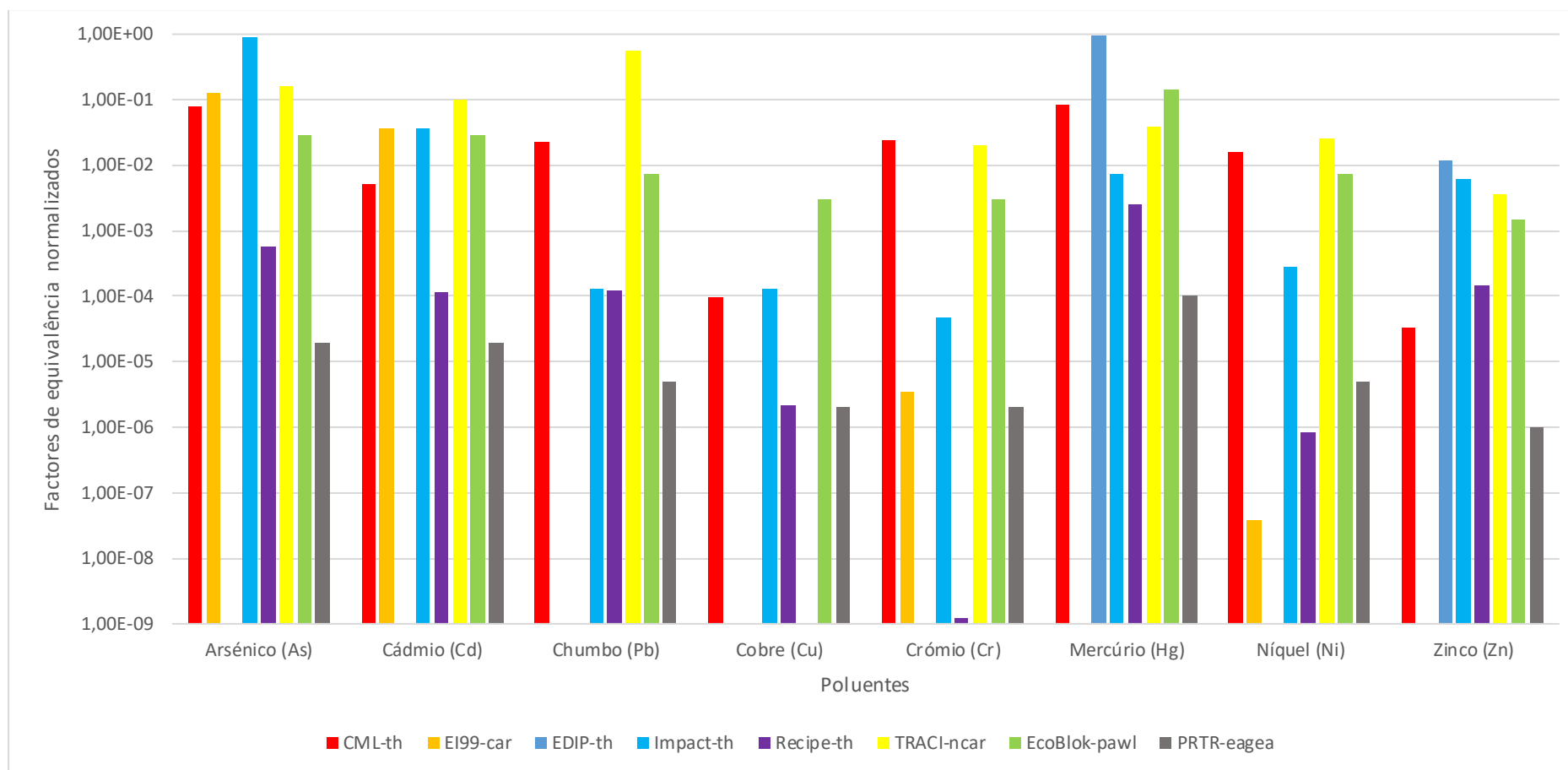


Figura 4-17 Factores de equivalência normalizados por poluente para a categoria de impacte "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana" relativamente a meta is pesados e emissões para o solo

### **4.3. Valores ponderados reais com base nas emissões PRTR**

O presente capítulo apresenta os valores dos factores de equivalência aplicados às emissões reais reportadas pelo PRTR-E por sector e por método AICV.

O gráfico 4-18 mostra o cálculo do impacto das emissões GEE nos nove sectores industriais. Percebe-se que a indústria energética é a que representa maior impacto ao nível do aquecimento global, existindo consenso entre a maioria métodos. O método PRTR mostra uma discrepância de cinco ordens de grandeza, por ser o único método que não segue a metodologia do IPCC para os GEEs.

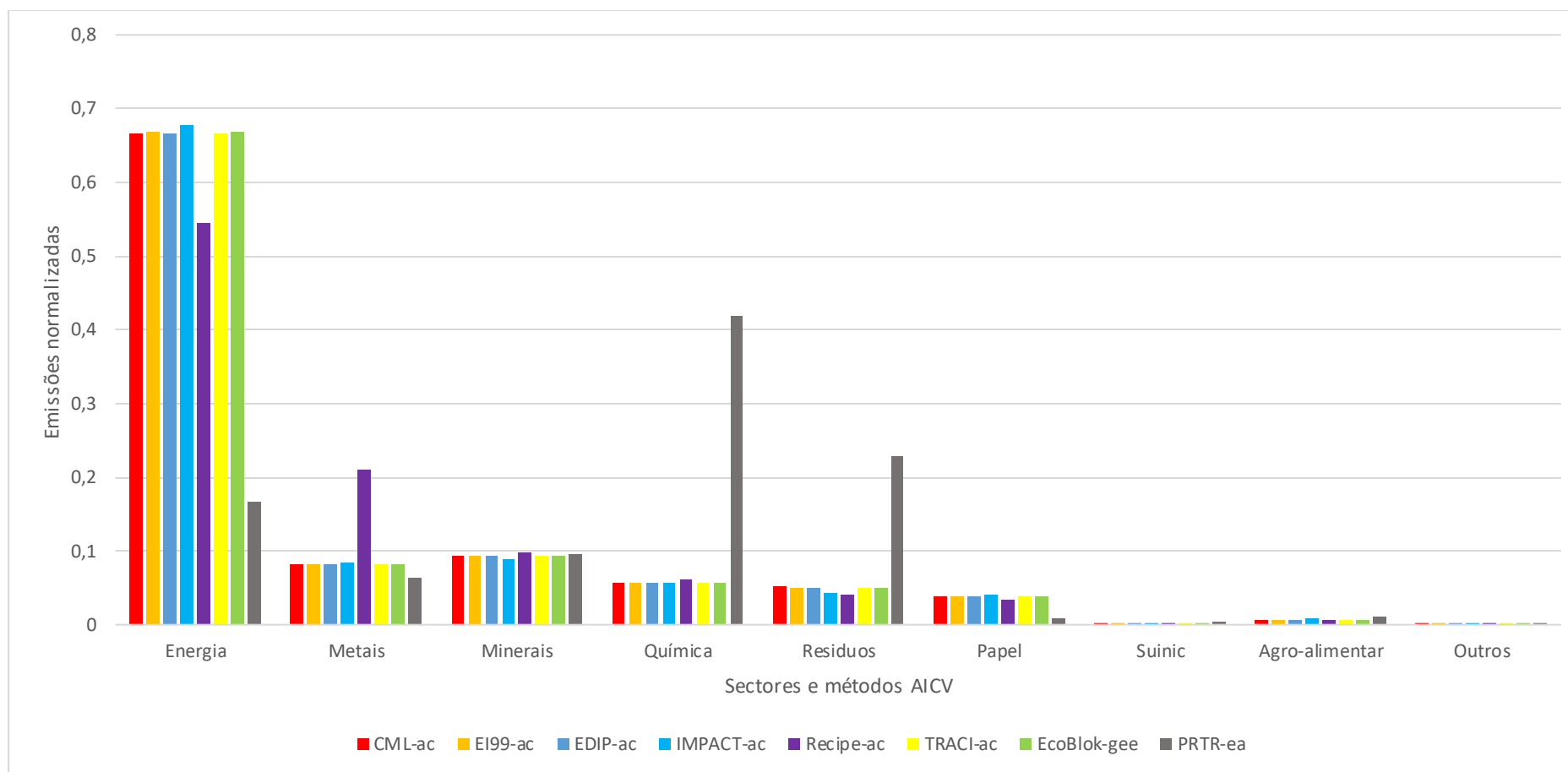


Figura 4-18 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente á emissão de GEE de acordo com os diversos métodos de AICV

O gráfico 4-19 apresenta o cálculo do impacto dos poluentes acidificantes nos nove sectores industriais.

Os impactos para os sectores da energia e suinicultura apresentam discrepâncias de duas ordens de magnitude relativamente aos métodos ReCiPe, Ecoblok e PRTR. Este resultado é explicado pelas elevadas emissões de amónia resultantes de actividade de suinicultura à qual os métodos Ecoblok e PRTR dão uma importância dez vezes superior do que às emissões de óxidos de azoto. Já o ReCiPe dá uma importância 40 vezes superior às emissões de óxidos de azoto relativamente às de amónia. O resultado para o sector energético é explicado por ser o que apresenta maiores emissões de óxidos de azoto.

Não se recomendam os métodos referidos no cálculo do presente indicador, pelo que se sugere uma revisão dos Factores de equivalência para os poluentes acidificantes, em particular amónia e óxidos de azoto.

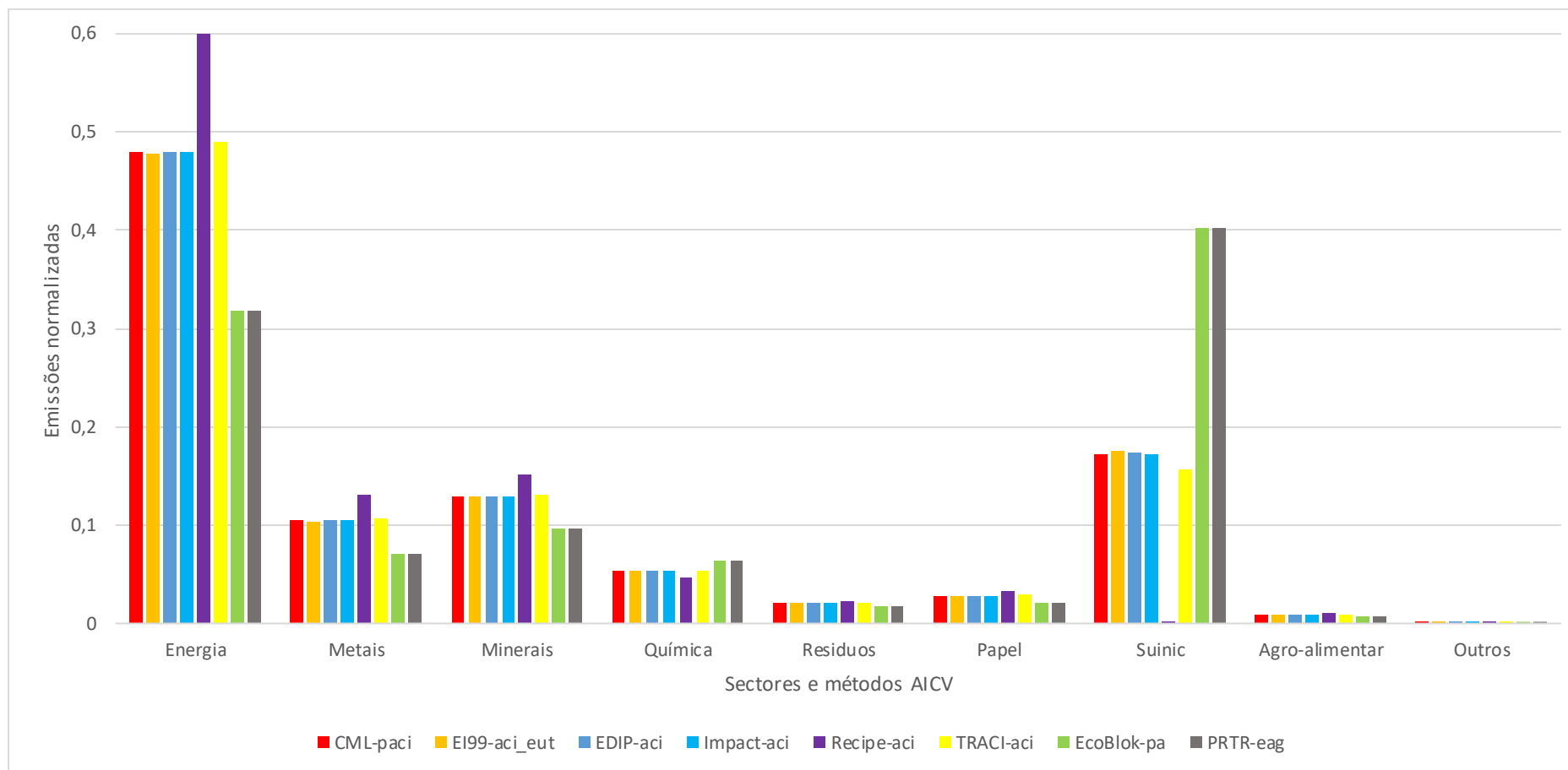


Figura 4-19 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente a emissão de poluentes acidificantes, de acordo com os diversos métodos de AICV

O gráfico 4-20 apresenta o cálculo do impacte dos poluentes eutrofizantes nos nove sectores industriais.

Os impactes para o sector dos e resíduos apresenta discrepâncias de seis ordens de magnitude entre os métodos IMPACT e EI99. Este resultado é explicado pelas elevadas emissões de fósforo total resultantes desta actividade à qual o método TRACI dá uma importância relativa de quase 100%. Já o EI99 dá uma importância relativa mais equivalente entre os vários poluentes. O método TRACI dá, assim como o IMPACT uma importância relativa muito elevada ao fósforo total. Verifica-se que o resultado deste método é semelhante ao do IMPACT

Não se recomendam os métodos referidos no cálculo do presente indicador, pelo que se sugere uma revisão dos Factores de equivalência para os poluentes eutrofizantes, em particular ao fósforo total. Os restantes métodos apresentam valores mais próximos, com diferenças pouco significativas.

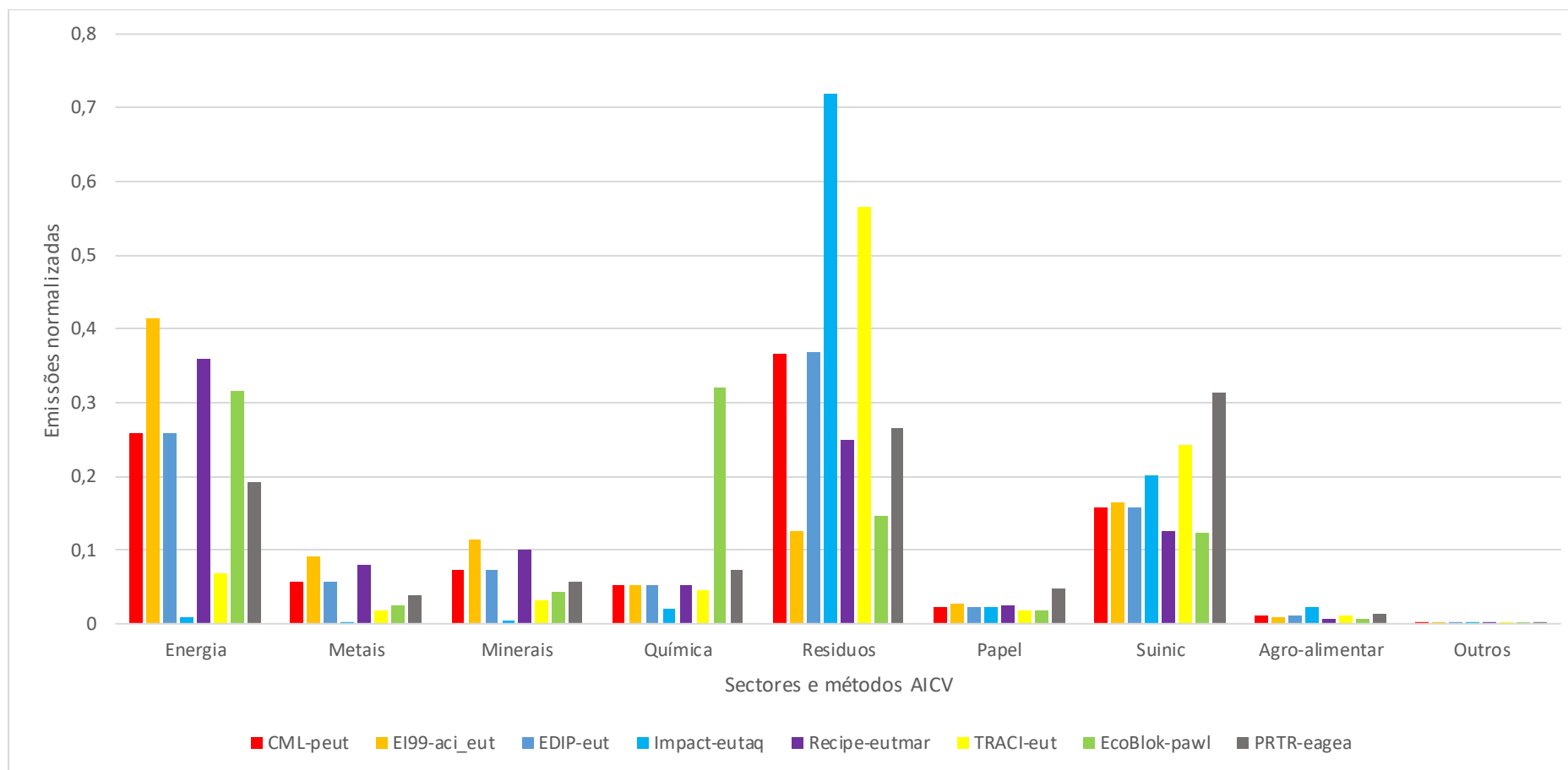


Figura 4-20 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente a emissão de poluentes eutrofizantes, de acordo com os diversos métodos de AICV



O gráfico 4-21 apresenta o cálculo do impacto de precursores de ozono nos nove sectores industriais.

Verifica-se que os métodos, na generalidade colocam o sector energético como o que apresenta maior impacto na depleção de ozono. A excepção é o método CML, que apresenta um elevado impacto para a indústria metalúrgica. A razão deve-se à elevada ponderação relativa que este método dá ao monóxido de carbono, e esta apresentar os valores mais elevados de emissão deste poluente, relativamente às restantes indústrias.

O método PRTR apresenta, também um impacto superior aos restantes métodos para o sector dos resíduos. Deve-se à sua elevada ponderação relativa para o tricloroetano-1,1,1 e este sector apresentar as emissões mais elevadas, para este poluente.

Os restantes métodos apresentam valores com uma diferença pouco significativa, pelo que tendo em conta os resultados apresentados, recomendam-se no cálculo do presente indicador.

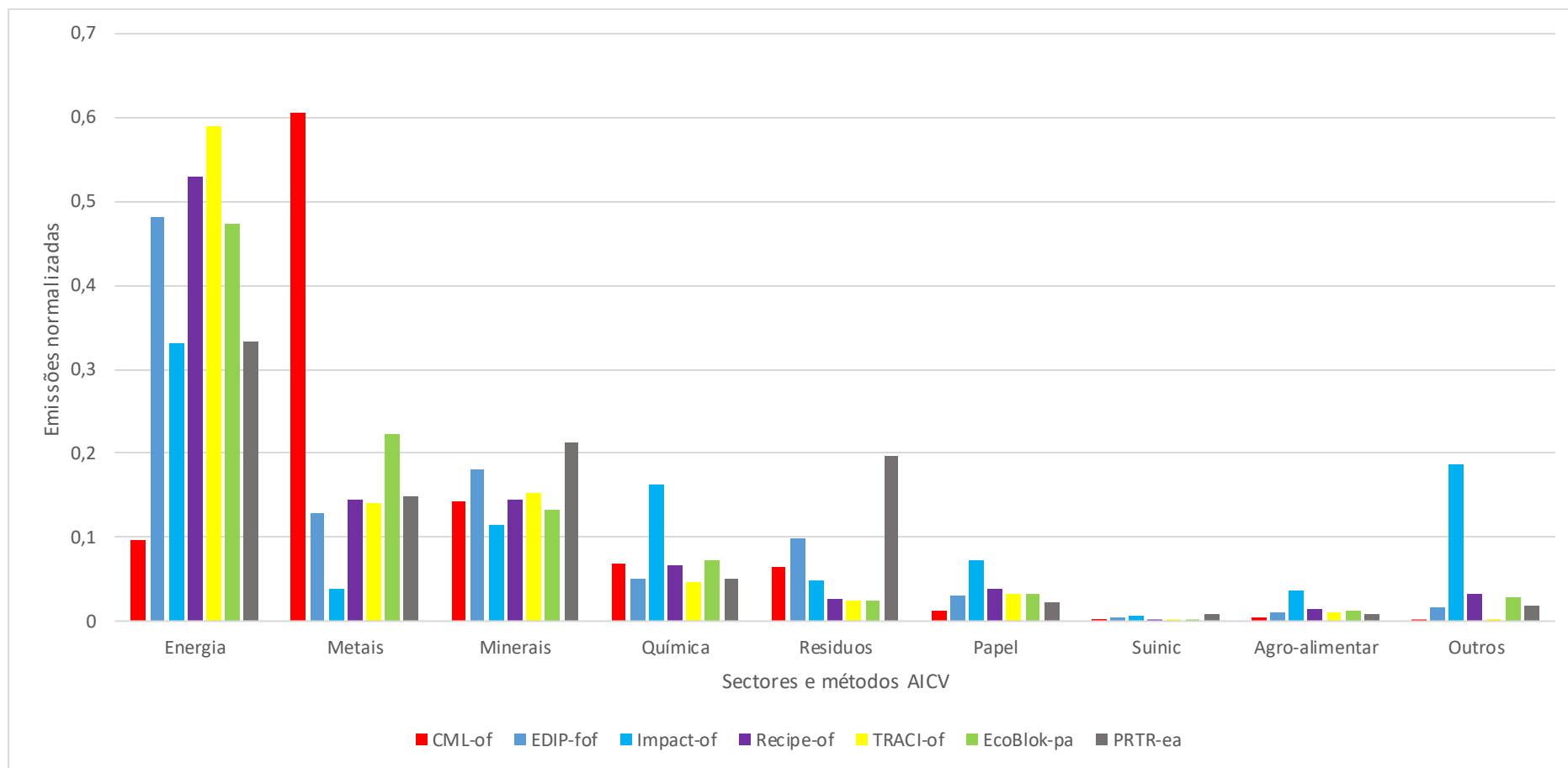


Figura 4-21 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente a emissão de precursores de ozono, de acordo com os diversos métodos de AICV

O gráfico 4-22 apresenta o cálculo do impacto dos poluentes depletors de ozono nos nove sectores industriais.

O presente indicador não revela diferenças significativas no cálculo de impacto pelos vários métodos. Verifica-se ser um indicador sólido, em que são utilizados os potenciais de depleção de ozono. Embora o método PRTR não utilize esta metodologia, consegue revelar resultados bastante semelhantes aos restantes métodos. Desta forma, é razoável recomendar, à luz dos resultados apresentados, os vários métodos analisados no cálculo de impacto de depletors de ozono.

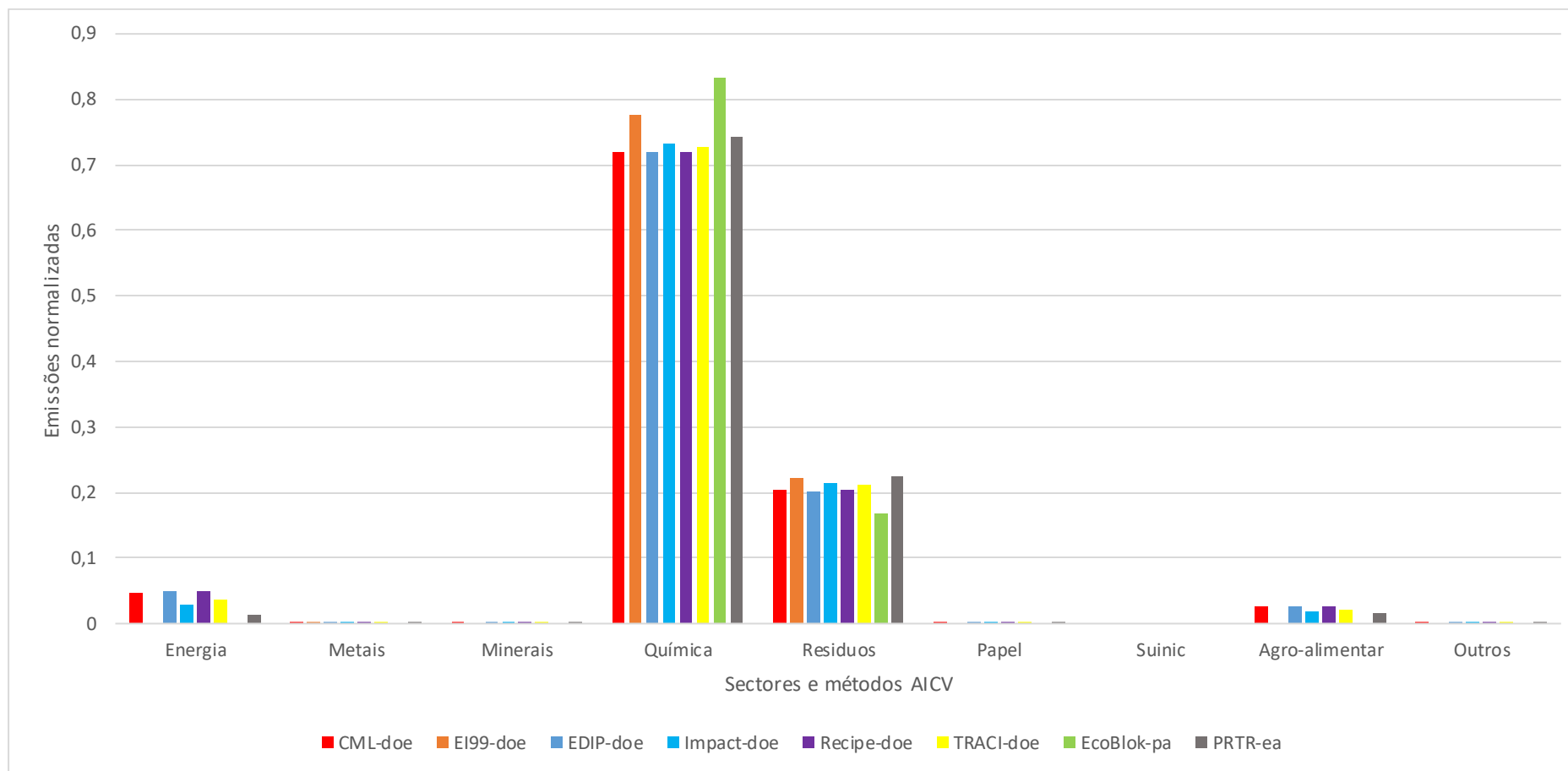


Figura 4-22 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) relativamente a emissão de poluentes depletors de ozono, de acordo com os diversos métodos de AICV

O gráfico 4-23 apresenta o cálculo do impacto dos poluentes ecotóxicos nos nove sectores industriais.

O impacto para a indústria química apresenta uma discrepância de cinco vezes superior entre o método ReCiPe e os restantes. Apresenta uma importância relativa bastante elevada para os cloretos, sendo que a indústria química é a que apresenta maior quantidade de emissões para este poluente. Daí o ReCiPe apresentar um impacto bastante elevado para esta indústria.

O método EI99 apresenta um valor elevado para o sector dos metais devido às emissões de chumbo. Este sector é o que apresenta maior valor de emissão deste poluente e o método em questão apresenta uma ponderação relativa elevada para o chumbo.

Os restantes métodos apresentam também diferenças significativas visto estarem em causa uma elevada quantidade de poluentes e não haver um critério estipulado para a ponderação dos vários poluentes. Não se recomenda nenhum método no cálculo do presente indicador, pelo que se sugere uma revisão e padronização do inventário para esta categoria de impacto, assim como um critério de ponderação dos vários poluentes ecotóxicos, em particular PCDD e PCDF.

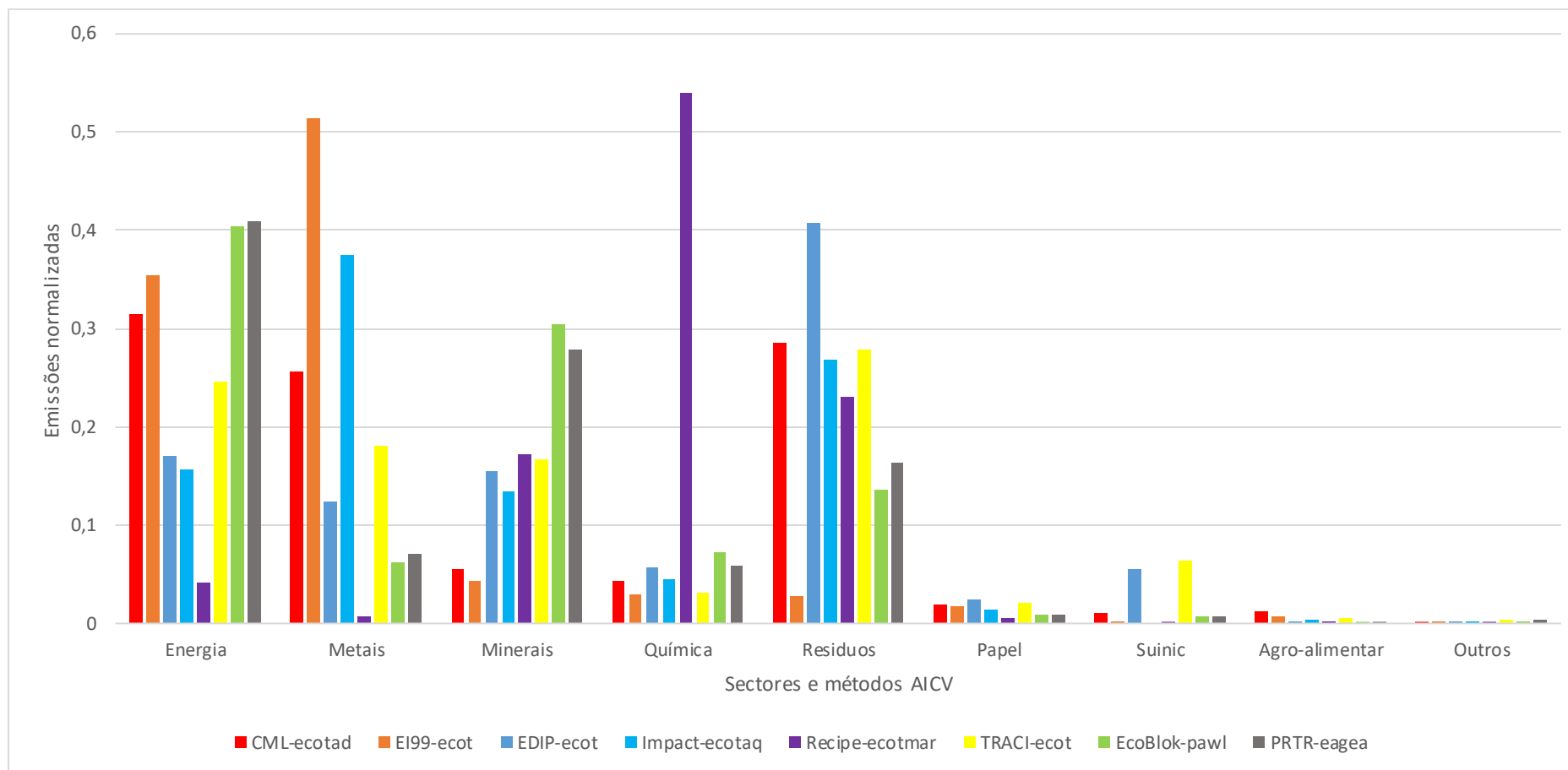


Figura 4-23 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) para emissão de poluentes ecotóxicos, de acordo com os diversos métodos de AICV

O gráfico 4-24 apresenta o cálculo do impacto dos poluentes tóxicos para a saúde humana nos nove sectores industriais.

O impacto para a indústria química apresenta uma discrepância de cinco vezes superior entre o método ReCiPe e os restantes. Apresenta uma importância relativa bastante elevada para os cloretos, sendo que a indústria química é a que apresenta maior quantidade de emissões para este poluente. Daí o ReCiPe apresentar um impacto bastante elevado para esta indústria.

As discrepâncias acontecem também relativamente aos métodos CML para os sectores da energia e metais, EDIP para o sector químico e EI99 para o sector dos resíduos. É notória a falta de uniformidade visto estarem em causa uma elevada quantidade de poluentes e não haver um critério estipulado para a ponderação dos vários poluentes. Desta forma, não se recomenda nenhum método no cálculo do presente indicador, pelo que se sugere uma revisão e padronização do inventário para esta categoria de impacto, assim como um critério de ponderação dos vários poluentes ecotóxicos.

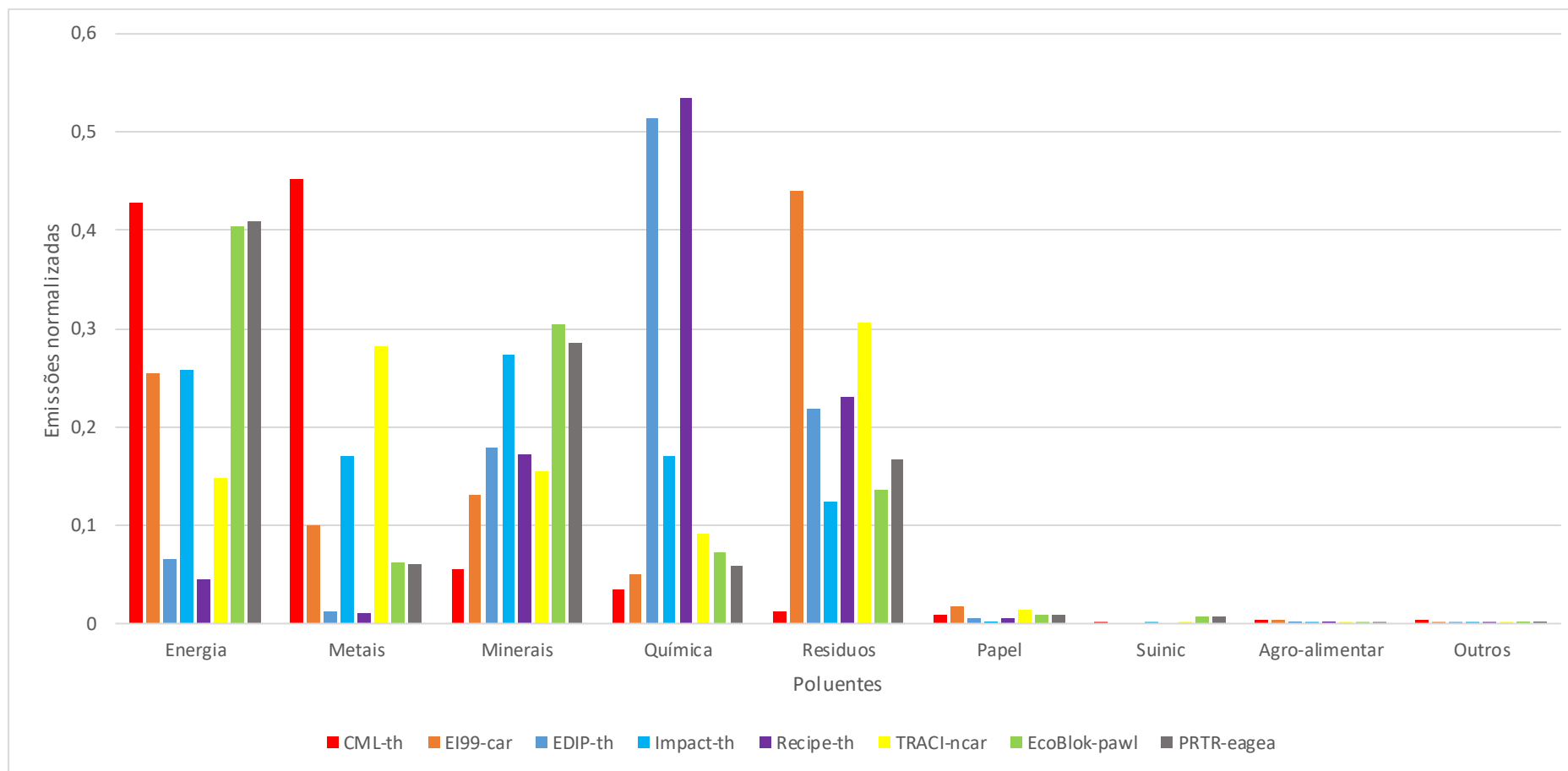


Figura 4-24 Emissões normalizadas por sector, com base no inventário PRTR-E (ano 2014) de acordo com os diversos métodos de AICV



#### 4.4. Emissões normalizadas por poluente

Os gráficos seguintes apresentam as emissões normalizadas por poluente para as várias categorias de impacto.

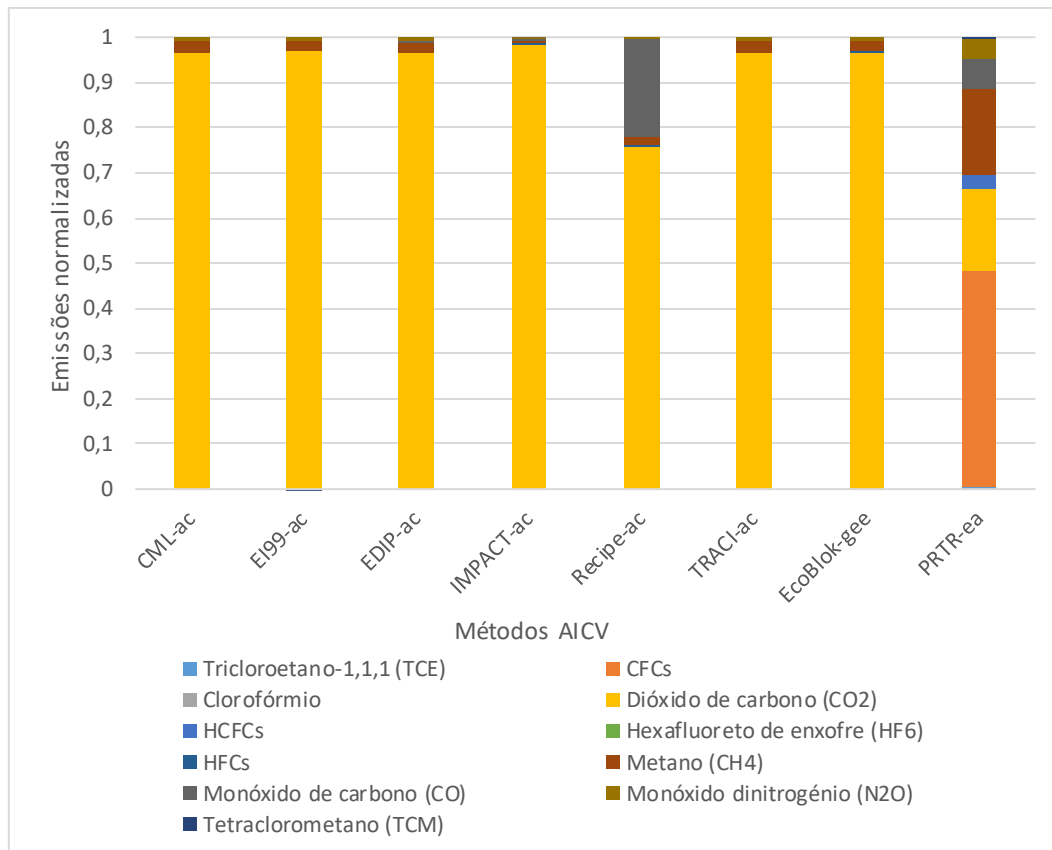
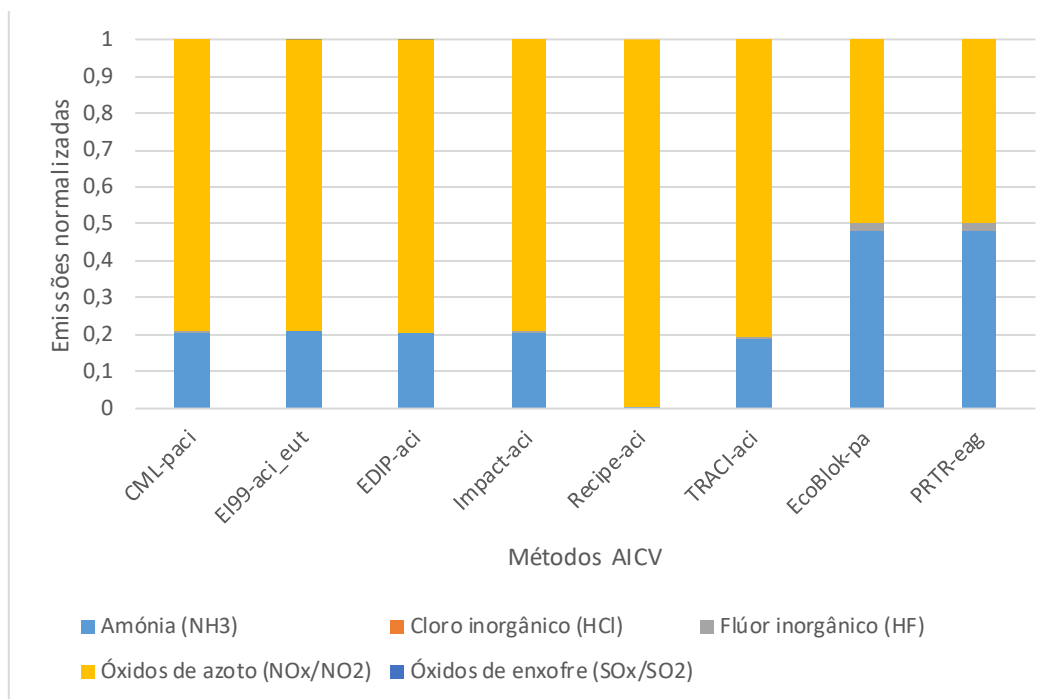


Figura 4-25 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacto "emissão de GEEs"

Relativamente às emissões de GEE verifica-se uma consistência nos poluentes que dão origem ao cálculo desta categoria de impacto, valorizando o dióxido de carbono (o poluente com maior quantidade de emissões). Apenas o método PRTR valoriza os CFCs, já é o único que não segue a metodologia do IPCC para esta categoria de impacto. No geral é uma categoria bem consolidada, em que os resultados têm variações pouco significantes.



*Figura 4-26 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacto "emissão de poluentes acidificantes"*

Relativamente às emissões de poluentes acidificantes é visível que a proporção entre poluentes não apresenta variações significativas. Apenas no método ReCiPe é notada uma diferença em relação aos óxidos de azoto, verificando-se uma contribuição quase total para esta categoria de impacto.

Os métodos EcoBlok e PRTR apresentam uma contribuição 30% superior para a amónia.

No geral, é uma categoria que não apresenta variações significativas relativamente à contribuição dos poluentes. Pode afirmar-se bem consolidada, embora a modelação que dá origem às várias ponderações não seja a mesma para os vários métodos.

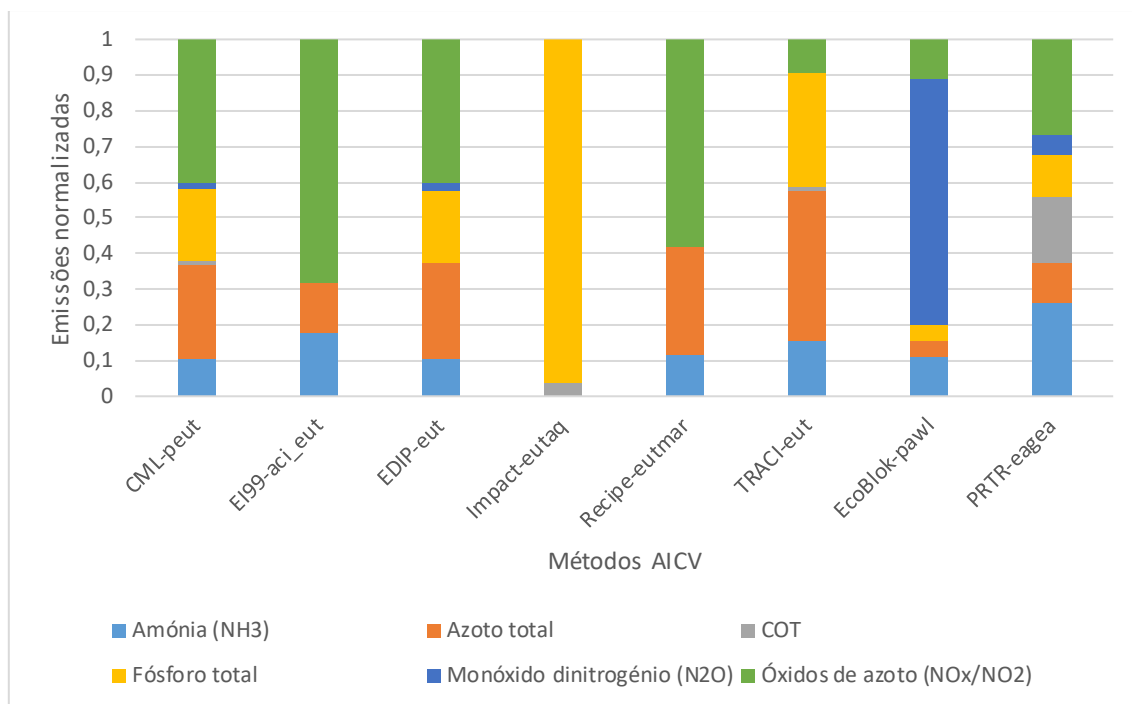


Figura 4-27 Emissões normalizadas por poluentes para a categoria de impacto "emissão de poluentes eutrofizantes"

Na categoria relativa às emissões de poluentes eutrofizantes verificam-se algumas variações. Para a emissão de óxidos de azoto métodos como CML e o EDIP apresentam a mesma proporção. Para o COT o método IMPACT calcula uma contribuição quase total para a eutrofização.

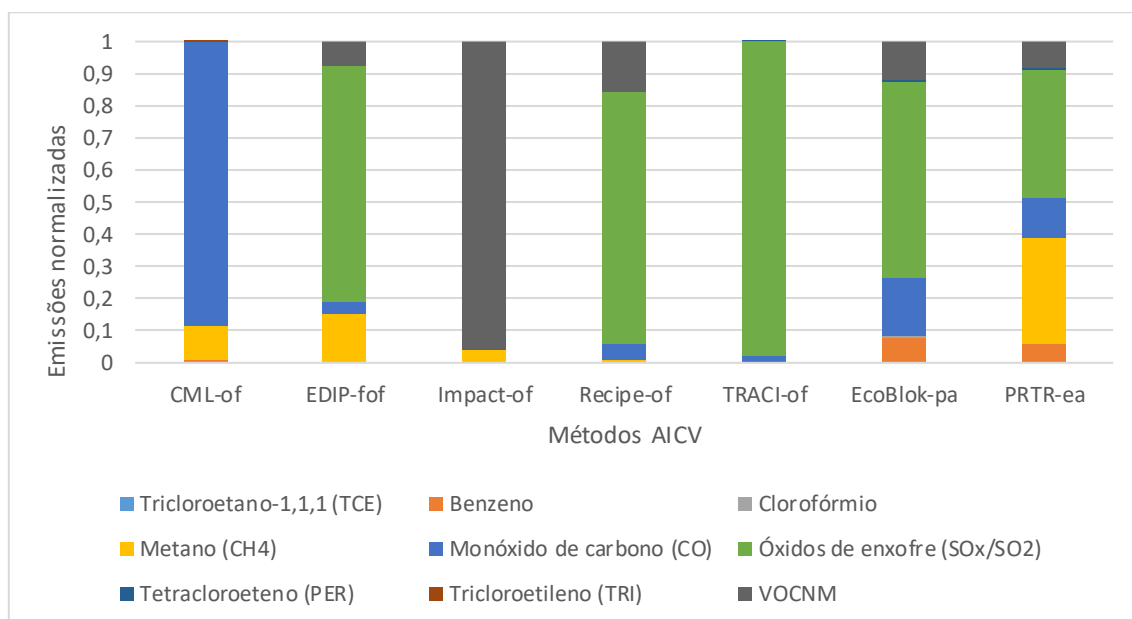


Figura 4-28 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacto "emissão de poluentes precursores de ozono troposférico"

Na categoria relativa às emissões de poluentes precursores de ozono verifica-se que não existe uniformidade entre os métodos, nomeadamente em relação aos óxidos de enxofre. O método TRACI calcula uma contribuição quase total para este poluente. O mesmo acontece com o método IMPACT em relação aos VOCNM e CML para o tricloroetano-1,1,1. No geral, verifica-se que não há uniformidade nas contribuições para o cálculo do indicador.

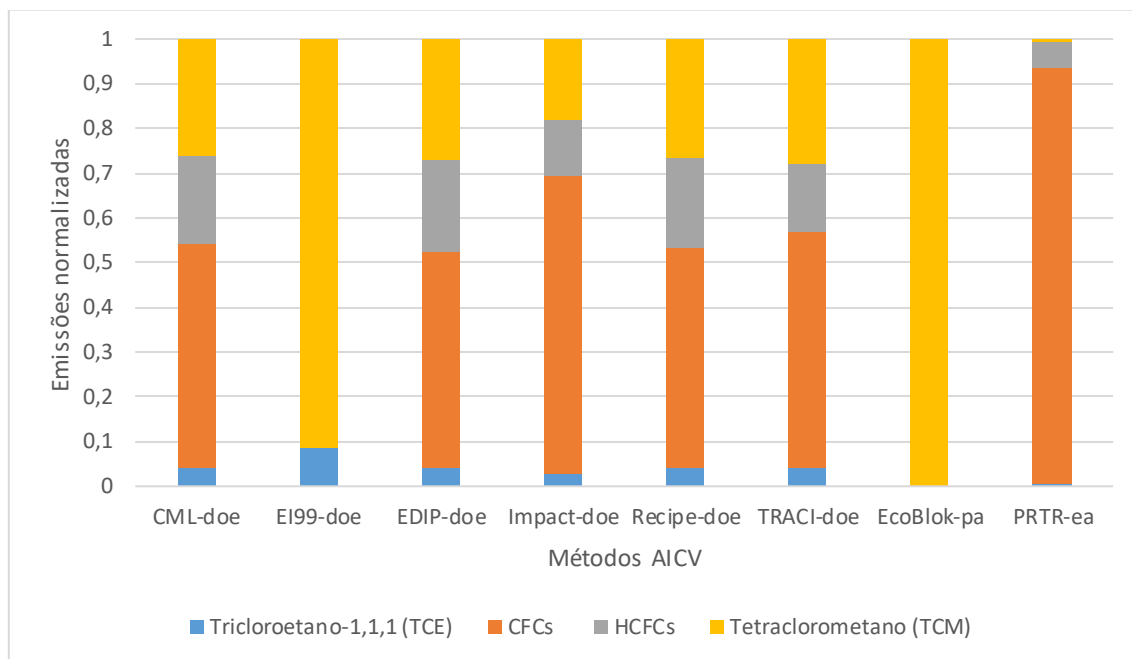


Figura 4-29 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacto "emissão de poluentes depletadores de ozono estratosférico"

Na categoria relativa às emissões de poluentes precursores de ozono verificam-se algumas variações, nomeadamente em relação ao tetraclorometano em que os métodos EI99 e EcoBlok em que calculam uma contribuição quase total para este poluente. Verifica-se que o cálculo do indicador para os métodos ReCiPe e TRACI foi semelhante. No geral, verifica-se falta de uniformidade na contribuição dos vários poluentes.

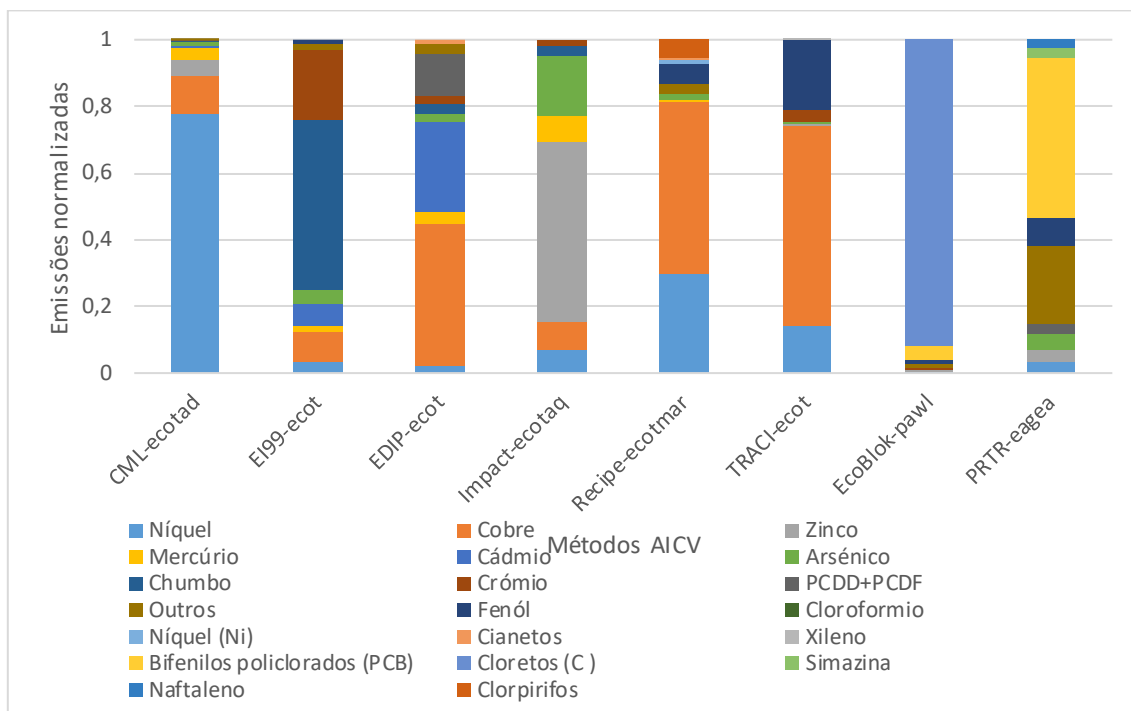


Figura 4-30 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacto "emissão de poluentes ecotóxicos"

Na categoria relativa a emissões ecotóxicas verifica-se que existe uma tendência para a contabilização em maior proporção de metais pesados. Verifica-se, no entanto que esta categoria não apresenta uniformidade entre os vários métodos no que diz respeito às emissões utilizadas no cálculo do indicador. Verifica-se que cada método utiliza uma metodologia diferente, com suposições diferentes.

Relativamente ao EcoBlok é notória a importância dada aos cloretos, calculando uma contribuição quase total deste poluente para a categoria de impacto.

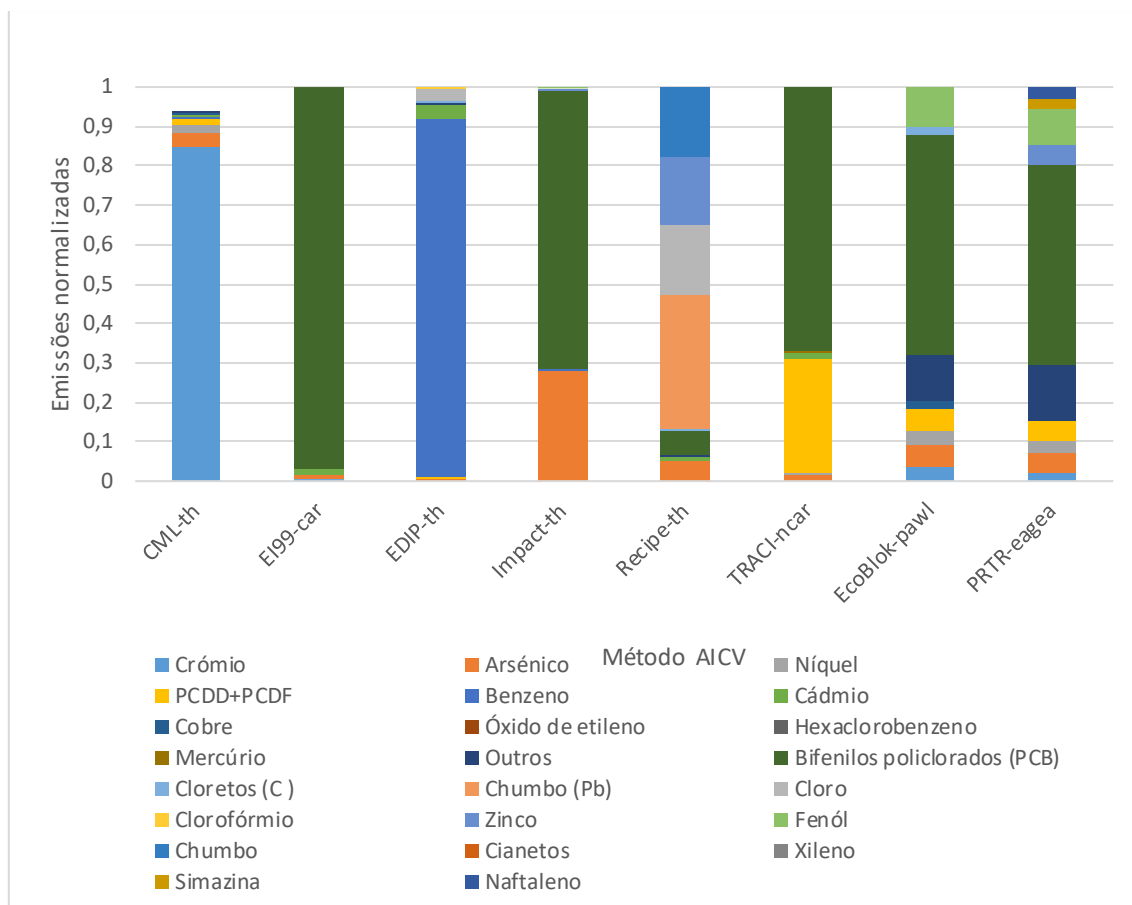


Figura 4-31 Emissões normalizadas por poluente para a categoria de impacto "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana"

Na categoria relativa a emissões tóxicas para a saúde humana verifica-se que existe uma tendência para a contabilização em maior proporção de metais pesados. Verifica-se, no entanto que esta categoria não apresenta consistência entre os vários métodos no que diz respeito às emissões utilizadas no cálculo do indicador. Confirma-se que cada método utiliza uma metodologia diferente.

Relativamente ao EI99, IMPACT, TRACI, EcoBlok e PRTR é notória a importância dada aos bifenilos policlorados, calculando uma contribuição superior a 70% deste poluente para a categoria de impacto. Já no CML e EDIP são o crómio e benzeno respectivamente, que mais significativamente contribuem para a categoria de impacto.

## 5. Conclusões

### 5.1. Síntese

Na presente dissertação apuraram-se vários aspectos no que diz respeito ao cálculo de indicadores pelos métodos AICV analisados.

Verificou-se que diferentes métodos utilizam diferentes modelos de causa-efeito dos poluentes, à excepção das emissões de GEE, em que é utilizada a metodologia do IPCC. Para esta categoria de impacte não existem grandes discrepâncias, sendo que qualquer método é suficientemente robusto para o cálculo deste indicador. Nenhum método foi cem por cento robusto ao longo do estudo. Para a acidificação os métodos ReCiPe, EcoBlok e PRTR não conseguiram estar na média dos restantes; para eutrofização o IMPACT e TRACI; para os precursores de ozono o CML; para ecotoxicidade EI99, EDIP e ReCiPe; para a toxicidade humana CML, EDIP e ReCiPe. Desta forma, não são recomendados estes métodos para o cálculo das respectivas categorias de impacte.

Verificou-se que utilizam também diferentes inventários de poluentes. Este facto é notoriamente visível para as categorias de impacte da ecotoxicidade e toxicidade humana.

Relativamente aos factores de equivalência, é manifestamente visível que não existe, ainda uniformidade nas importâncias relativas de cada poluente. Existe maior uniformidade para os metais pesados, devido à evolução dos estudos científicos que comprovam os seus efeitos no ambiente e saúde humana. Contudo, existem ainda vários poluentes em que os estudos científicos não são ainda suficientes para conhecer os efeitos reais destas substâncias. Um exemplo é a ponderação relativa dos PCDD e PCDF, em que não se conhecendo os seus reais efeitos, a ponderação é dada numa perspectiva de precaução.

Verificou-se que as categorias de impacte nos quais existe maior dispersão de resultados são a de emissão de substâncias ecotóxicas e emissão de substâncias tóxicas para a saúde humana. Ao analisar os resultados verifica-se que pode existir uma diferença de cinco vezes superior entre métodos no cálculo de indicadores para emissões reais, do mesmo sector. Para estes indicadores é necessário referir que a maioria dos autores não esclarece os critérios utilizados na definição dos factores de equivalência de cada substância.

Verificou-se que para as categorias de impacte mais robustas em termos de metodologia, métodos simples como o EcoBlok conseguem transmitir os mesmos resultados com uma variação pouco significativa, como por exemplo para a emissão de GEE, acidificação, eutrofização, precursores de ozono e depleção de ozono. O método não se apresenta robusto nas mesmas categorias de impacte em que os restantes métodos também não se mostram robustos.

## **5.2. Limitações**

No decorrer da presente dissertação deparou-se com alguma dificuldade no desenvolvimento de uma metodologia comparativa dos diferentes indicadores de poluição. É uma tarefa complexa a comparação de indicadores que utilizam diferentes parâmetros no seu cálculo, sendo que em algumas situações as metodologias utilizadas pelos métodos de AICV não se encontram bem explícitas. A falta de uma padronização em determinados indicadores, como a toxicidade humana e a ecotoxicidade leva a que os vários autores tenham liberdade de escolha relativamente à importância dada às várias componentes utilizadas no cálculo dos indicadores, e consequentemente no seu efeito ambiental.

## **5.3. Desenvolvimentos futuros**

Relativamente aos desenvolvimentos futuros seria interessante dar continuidade à presente dissertação, no sentido de se realizar uma análise geográfica mais alargada de forma a perceber a variabilidade dos vários métodos AICV a um âmbito mundial.

Sugere-se também que a partir da presente dissertação surjam desenvolvimentos no sentido de uma padronização da ACV, de forma a que se torne mais credível e robusta. Sendo a ACV uma ferramenta complexa e de elevados custos, seria meritoso uma mais ampla utilização ao nível do design e processo produtivo de produtos e serviços.

Sugere-se o desenvolvimento de critérios robustos para a definição dos factores de equivalência, principalmente para os indicadores da ecotoxicidade e toxicidade humana.

Finalmente, propõe-se a realização de um estudo que englobe os sectores da agricultura e transportes, de forma a serem incluídos determinados poluentes importantes fora dos sectores industriais (COVs e N<sub>2</sub>O).



## 6. Referências bibliográficas

- Acero, A. P., Rodríguez, C., Ciroth, A. (2014). LCIA methods – Impact assessment methods in Life Cycle Assessment and their impact categories. GreenDelta GmbH, Berlin
- Ahlroth, S., Nilsson, M., Finnveden, G., Hjelm, O., Hochschorner E. (2011). Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools – suggestions for further developments. *Journal of Cleaner Production* 19(2–3): 145-156 [0959-6526]
- Bare, J. C., Norris, G. A., Pennington, D. W., McKane, T. (2003). TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology* 6 (3-4): 49 – 78
- Bare, J. (2011). TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. *Clean Techn Environ Policy* 13:687-696
- Caserini, S., Cernuschi, S., Giugliano, M., Grosso, M., Lonati, G., Mattaini, P. (2004). Air and soil dioxin levels at three sites in Italy in proximity to MSW incineration plants. *Chemosphere* 54: 1279–1287
- Cavalett, O., Chagas, M. F., Seabra, J. E. A., Bonomi, A. (2013). Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18(3): 647-658 [1614-7502]
- Correa, O., Rifai, H., Rauna, L., Suarez, M., Koenig, L. (2004). Concentrations and vapor–particle partitioning of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in ambient air of Houston, TX. *Atmospheric Environment* 38: 6687–6699
- Czuczwa, J. M., R. A. Hites (1986). Sources and fate of PCDD and PCDF. *Chemosphere* 15(9): 1417-1420 [0045-6535]
- European Commission. (2000). Directive 2000/76/EC of the European Parliament and of the Council of 4 December 2000 on the incineration of waste. *Official Journal of the European Communities*
- European Commission. (2001). Commission Regulation (EC) No 466/2001 of 8 March 2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Communities*
- European Commission. (2006). Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*

European Commission (2011). Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs. Official Journal of the European Union.

Fiedler, H. (1996). Sources of PCDD/PCDF and Impact on the Environment. Chemosphere, 32 (1), 55-64.

Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. Journal of Environmental Management 91(1): 1-21 [0301-4797].

Frischknecht, R., Steiner, R., Jungbluth, N. (2009). The Ecological Scarcity Method – Eco-factors 2006: A method for impact assessment in LCA. Federal Office for the Environment FOEN

Goedkoop, M., Spriensma, R. (2000). The Eco-indicator 99 – A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology report. second ed. the Netherlands: PRé Consultants B.V. Amersfoort.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Struijs, J., van Zelm, R. (2013). ReCiPe 2008. A life cycle impact method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation, first edition. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Guinée, J.B., Gorée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. de, Oers, L. van, Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., Bruijn, H. de, Duin, R. van, Huijbregts, M.A.J. (2004) Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, [1-4020-0228-9]

Hauschild, M.Z., Potting, J. (2005). Spatial differentiation in life cycle impact assessment - the EDIP2003 methodology. Environmental News No. 80. The Danish Ministry of the Environment. Environmental Protection Agency, Copenhagen.

Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T. (2010) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

Huijbregts, M., Hauschild, M., Jolliet, O., Margni, M., McKone, T. Rosenbaum, R.K., Meent, D. (2010). USEtox™ User manual.

Humbert, S., Schryver, A. D., Bengoa, X., Margni, M., Jolliet, O. (2012) IMPACT 2002+: User Guide. Quantis.

IARC. (2015). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Preamble, World Health Organization - International Agency for Research on Cancer.

<http://monographs.iarc.fr/ENG/Preamble/CurrentPreamble.pdf> (acedido em 20 de Setembro de 2016).

IARC. (2016). Agents Classified by the IARC Monographs , Volumes 1–117, International Agency for Research on Cancer. [http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/List\\_of\\_Classifications.pdf](http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/List_of_Classifications.pdf) (acedido a 20 de Setembro de 2016)

Itsubo, N., Inaba, A. (2012). LIME2 – Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling. JLCA Newsletter – Life-Cycle Assessment Society of Japan, No. 12

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 10(6): 324-330

Kouimtzis, T., Samara, C., Voutsas, D., Balafoutis, Ch., Müller, L. (2002). PCDD/Fs and PCBs in airborne particulate matter of the greater Thessaloniki area, N. Greece. Chemosphere 47:193–205

Li, Y. M., Jiang, G. B., Wang, Y. W., Cai, Z. W., & Zhang, Q. H. (2008). Concentrations, profiles and gas-particle partitioning of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the ambient air of Beijing, China. Atmospheric Environment, 42(9), 2037–2047.

Lohmann, R., Harner, T., Thomas, G. O., Jones, K.C. (2000). A Comparative Study of the Gas-Particle Partitioning of PCDD/Fs, PCBs, and PAHs. Environ. Sci. Technol. 34: 4943-4951

Menichini, E., Iacovella, N., Monfredini, F., Turrio-Baldassarri, L. (2007). Atmospheric pollution by PAHs, PCDD/Fs and PCBs simultaneously collected at a regional background site in central Italy and at an urban site in Rome. Chemosphere 69 (3): 422–434

Peck, V. e Daley, R. (1994). Toward a “greener” pulp and paper industry. Environ. Sci. Technol 28 (12): 524-527

Pegado C, Melo JJ, Ramos TB (2001). Ecoblock — método de avaliação do desempenho ambiental. Actas do 6ª Congresso Nacional de Engenheiros do Ambiente. APEA, Lisboa, 8-9 Novembro 2001.

Pennington, D. W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., Rebitzer, G. (2004). Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. Environment International 30(5): 721-739 [0160-4120]

Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J., Thomsen, M. (2011). Impacts of “metals” on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). Journal of Cleaner Production 19(6–7): 646-656 [0959-6526]

Ragazzi, M., Rada, E.C., Marconia, M., Chistèa, A., Fedrizzib, S., Segattab, G., Schiavona, M., Ionescu, G. (2014). Characterization of the PCDD/F in the Province of Trento. Energy Procedia 50: 945 – 952

Rappe, C. (1992). Sources of PCDDs and PCDFs. Introduction. Reactions, levels, patterns, profiles and trends. *Chemosphere* 25(1): 41-44 [0045-6535]

Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., Mckone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z. (2008). USEtox - the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 532-546.

Steen, B. (1999). A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – General system characteristics. Centre for Environmental Assessment of Products and Materials Systems.

Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., Peterson, R. E. (2006). The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. *Toxicological Sciences* 93(2), 223–241

Udo de Haes, H. A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., Müller-Wenk, R., (1999). Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4(2): 66-74 [1614-7502]

WHO (1991). Consultation on Tolerable Daily Intake from Food of PCDDs and PCDFs. World Health Organization, Regional Office for Europe.

WHO. (1998). Executive Summary – Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). WHO Consultation May 25-29 1998, Geneva, Switzerland. World Health Organization

Yu, L., Mai, B., Meng, X., Bi, X., Sheng, G., Fu, J., Peng, P. (2006). Particle-bound polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the atmosphere of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment* 40(1): 96-108

Zhang, M., Zhang, S., Zhang, Z., Xu, Z., Feng, G., Ren, M. (2014). Influence of a municipal solid waste incinerator on ambient air PCDD/F levels: A comparison of running and non-running periods. *Science of The Total Environment* 491-492(1): 34-41

## 5. Anexos

### Anexo 1. Descrição dos métodos AICV

#### Anexo 1.1. Método CML 2001

O método CML 2001 foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden, Holanda (Guinée, J. *et al*, 2004). O seu objectivo é oferecer a melhor prática de indicadores *midpoint*, operacionalizando os *standards* da ISO 14040. (Cavallett, O. *et al*, 2013).

O CML 2001 faz um agrupamento das categorias de impacte, dependendo da sua relevância ambiental, em relação à ACV e à disponibilidade de métodos de caracterização adequados:

Grupo A, “Baseline impact categories”: depleção dos recursos abióticos, impactes do uso do solo (competição), alterações climáticas, depleção do ozono estratosférico, toxicidade humana, ecotoxicidade (água doce, marinha e terrestre), formação de foto-oxidantes, acidificação e eutrofização.

Grupo B, “Study-specific impact categories”: impactes do uso do solo (perda de funções de suporte e perda de biodiversidade), ecotoxicidade (sedimentos – água doce e sedimentos – água salgada), impactes da radiação ionizante, odor (ar), ruído, calor residual e acidentes.

Grupo C, “Other impact categories”: depleção dos recursos bióticos, odor (água) e dessecação (Guinée, J. *et al*, 2004).

Para efeitos da presente dissertação serão utilizadas as categorias da versão baseline.

A metodologia CML 2001 apresenta uma discussão consistente sobre as escolhas relativas à modelação do espaço temporal, espaço geográfico, não linearidades e mecanismos económicos, sociais e tecnológicos. As incertezas dos dados são discutidas, mas não são quantificadas.

#### *Cálculo dos Indicadores*

- Alterações climáticas

*Tabela 5-1 Metodologia de cálculo do indicador “alterações climáticas” para o método CML*

Categoria de impacte	Alterações climáticas
Resultados ICV	Emissões de gases de efeito de estufa para a atmosfera (em kg)
Modelo de caracterização	O modelo desenvolvido pelo Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas (IPCC) que define o potencial de aquecimento global dos diferentes gases de efeito de estufa.
Factor de caracterização	Potencial de aquecimento global para um horizonte temporal de 100 anos (PAG <sub>100</sub> ) para cada gás de efeito de estufa emitido para a atmosfera (em kg de dióxido de carbono equivalentes/ kg emitido).

Unidade do indicador	kg (dióxido de carbono eq).
----------------------	-----------------------------

O cálculo do indicador é realizado através da equação 4.

$$\text{Alterações climáticas} = \sum_i \text{PAG} \times m_i \quad \text{Equação 9}$$

O resultado do indicador é expresso em kg da substância de referência, CO<sub>2</sub>. O  $\text{PAG}_{a,i}$  é o Potencial de Aquecimento Global para a substância  $i$  ao longo de  $a$  anos.  $m_i$  representa a quantidade de substância  $i$  emitida.

- Depleção do ozono estratosférico

Tabela 5-2 Metodologia de cálculo do indicador "depleção de ozono estratosférico" para o método CML

Categoria de impacto	Depleção do ozono estratosférico
Resultados ICV	Emissão de gases de depleção de ozono para a atmosfera
Modelo de caracterização	O modelo desenvolvido pela Organização Meteorológica Mundial (WMO), que define o potencial de depleção de ozono de diferentes gases.
Factor de caracterização	Potencial de depleção de ozono no estado estável (PDO estado estável) para cada emissão para a atmosfera (em kg de CFC-11 equivalente/kg de emissão)
Unidade do indicador	kg (CFC-11 eq)

O cálculo do indicador é realizado através da equação 5.

$$\text{Depleção do ozono estratosférico} = \sum_i \text{PDO}_{\infty,i} \times m_i \quad \text{Equação 10}$$

O resultado do indicador é expresso em kg da substância de referência, CFC-11.  $\text{PDO}_{\infty,i}$  é o Potencial de Depleção de Ozono, no estado estável, para a substância  $i$ .  $m_i$  (kg) é a quantidade de substância  $i$  emitida.

- Toxicidade humana

Tabela 5-3 Metodologia de cálculo do indicador "toxicidade humana" para o método CML

Categoria de impacto	Toxicidade humana
Resultados ICV	Emissões de substâncias tóxicas para o ar, água e solo (em kg)
Modelo de caracterização	O modelo USES 2.0 desenvolvido pela RIVM, descreve o destino, exposição e efeitos de substâncias tóxicas, adaptado à ACV.
Factor de caracterização	Potencial de toxicidade humana (PTH) para cada emissão de determinada substância tóxica para o ar, água e/ou solo (em kg de 1,4-diclorobenzeno equivalente/kg emitido)
Unidade do indicador	kg (1,4-diclorobenzeno eq)

O cálculo do indicador é realizado através da equação 6.

$$Toxicidade\ humana = \sum_i \sum_{ecom} PTH_{ecom,i} \times m_{ecom,i} \quad \text{Equação 11}$$

O resultado do indicador é expresso em kg 1,4-diclorobenzeno equivalente.  $PTH_{ecom,i}$  é o Potencial de Toxicidade Humana para a substância  $i$  emitida para o meio  $ecom$  (ar, água e solo).  $m_{ecom,i}$  é a emissão da substância  $i$  para o meio  $ecom$ .

- Ecotoxicidade

Tabela 5-4 - Metodologia de cálculo do indicador “ecotoxicidade” para o método CML

Categoria de impacte	Ecotoxicidade em água doce	Ecotoxicidade marinha
Resultados ICV	Emissões de substâncias tóxicas para o ar, água e solo (em kg)	
Modelo de caracterização	O modelo USES 2.0 desenvolvido pela RIVM, descreve o destino, exposição e efeitos de substâncias tóxicas, adaptado à ACV.	
Factor de caracterização	Potencial de ecotoxicidade de água doce (PEAD) para cada emissão de substâncias tóxicas para o ar, água e/ou solo (em kg 1,4-diclorobenzeno equivalente/kg emitido)	Potencial de ecotoxicidade marinha (PEM) para cada emissão de substâncias tóxicas para o ar, água e/ou solo (em kg 1,4-diclorobenzeno equivalente/kg emitido)
Unidade do indicador	kg (1,4-diclorobenzeno eq)	

O cálculo dos indicadores é realizado através das equações 7 e 8:

Equação 12

$$Ecotoxicidade\ em\ água\ doce = \sum_i \sum_{ecom} PEAD_{ecom,i} \times m_{ecom,i}$$

Equação 13

$$Ecotoxicidade\ marinha = \sum_i \sum_{ecom} PEM_{ecom,i} \times m_{ecom,i}$$

Os resultados dos dois indicadores são expressos em kg de 1,4-diclorobenzeno equivalente.  $PEAD_{ecom,i}$  é o factor de caracterização para a substância  $i$  emitida para  $ecom$  (ar, água doce, água salgada, solo agrícola, ou solo industrial).  $PEAD$  representa o Potencial de Ecotoxicidade em Água Doce e  $PEM$  representa o Potencial de Ecotoxicidade Marinha.

- Formação de foto-oxidantes

*Tabela 5-5 Metodologia de cálculo do indicador "formação de foto-oxidantes"*

Categoria de impacto	Formação de foto-oxidantes
Resultados ICV	Emissão de substâncias (COV, CO) para a atmosfera (em kg)
Modelo de caracterização	Modelo da trajetória da UNECE
Factor de caracterização	Potencial de formação de ozono fotoquímico (PFOF) para cada emissão de COV ou CO para a atmosfera (em kg de etileno equivalente/kg emitido)
Unidade do indicador	kg (etileno eq)

O cálculo do indicador é realizado a partir da equação 9:

*Equação 14*

$$\text{Formação de foto-oxidantes} = \sum_i PFOF_i \times m_i$$

O resultado do indicador é expresso em kg da substância de referência, etileno. PFOF é o Potencial de Formação de Ozono Fotoquímico para a substância *i*. *m* (kg) representa a quantidade de substância *i* emitida.

- Acidificação

*Tabela 5-6 Metodologia de cálculo do indicador "acidificação" para o método CML*

Categoria de impacto	Acidificação
Resultados ICV	Emissão de substâncias acidificantes para a atmosfera (em kg)
Modelo de caracterização	Modelo RAINS10, desenvolvido na IIASA, descreve o destino e deposição de substâncias acidificantes, adaptado à ACV.
Factor de caracterização	Potencial de Acidificação (PA) para cada emissão acidificante para a atmosfera (em kg de SO <sub>2</sub> equivalente/ kg emitido)
Unidade do indicador	kg (SO <sub>2</sub> eq)

O cálculo do indicador é realizado a partir da equação 10:

*Equação 15*

$$\text{Acidificação} = \sum_i PA_i \times m_i$$



O resultado do indicador é expresso em kg de SO<sub>2</sub> emitido em equivalentes Suíços. PA é o Potencial de Acidificação para a substância *i* emitida para a atmosfera. *m<sub>i</sub>* (kg) representa a emissão da substância *i* para a atmosfera.

- Eutrofização

*Tabela 5-7 Metodologia de cálculo do indicador "eutrofização" para o método CML*

Categoria de impacto	Eutrofização
Resultados ICV	Emissão de nutrientes para o ar, água e solo (em kg)
Modelo de caracterização	O procedimento estequiométrico, que identifica a equivalência entre N e P nos sistemas aquático e terrestre.
Factor de caracterização	Potencial de Eutrofização (PE) para cada emissão eutrofizante para o ar, água e solo (em kg de PO <sub>4</sub> equivalente/kg emitido)
Unidade do indicador	Kg (PO <sub>4</sub> eq)

O cálculo do indicador é realizado a partir da equação 11:

*Equação 16*

$$Eutrofização = \sum_i PE_i \times m_i$$

O resultado do indicador é expresso em kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> equivalente. PE<sub>*i*</sub> é o Potencial de Eutrofização para a substância *i* emitida para o ar, água ou solo. *m<sub>i</sub>* representa a emissão da substância *i* para o ar, água ou solo.

## Anexo 1.2. Método Eco-indicator 99

O método eco-indicator 99 foi desenvolvido pelo Ministério do Planeamento e Ambiente Holandês. É um dos métodos mais utilizados na análise de impacte em ACV. Veio substituir o Eco-indicator 95, o primeiro método baseado numa abordagem *endpoint* (Acero, A. P. *et al*, 2015). Foi desenvolvido com o objectivo de simplificar os resultados da interpretação e da ponderação (Cavallett, O. *et al*, 2013) e do cálculo de indicadores (Goedkoop, M. *et al*, 2000).

O indicador da saúde humana é expresso em DALYs (*Disability Adjusted Life Years*), que mede a quantidade de doença, comparando o tempo vivido com incapacidade (YLD: *Years Lived Disabled*) e o tempo perdido devido a morte prematura (YLL: *Years of Life Lost*). O modelo para a saúde humana foi desenvolvido tendo em conta efeitos respiratórios e carcinogénicos, os efeitos das alterações climáticas, depleção da camada de ozono e radiação ionizante, que por sua vez tem em conta a análise do destino, análise da exposição, análise do efeito e a análise do dano (Goedkoop, M. *et al*, 2000).

Em relação aos danos na qualidade do ecossistema, este é expresso em percentagem de espécies extintas em determinada área, devido à carga ambiental introduzida (%espécies.km<sup>2</sup>.ano = PDF). A ecotoxicidade é expressa em percentagem de espécies presentes no ambiente, vivendo sob stress tóxico. Como este não é um dano observável, utiliza-se um factor de conversão que traduz o stress tóxico em dano observável. A acidificação e eutrofização são tratadas como uma única categoria de impacte. Aqui o dano às espécies alvo é modelado. O uso do solo e alteração do uso do solo é tido em conta tanto local, como regionalmente (Goedkoop, M. *et al*, 2000).

A extracção de recursos está relacionada como um parâmetro que indica a qualidade dos minerais e combustíveis fósseis restantes. Em ambos os casos a extracção de recursos resultará em maiores exigências energéticas na extracção futura. É expresso em MJ de energia excedente.

Uma limitação deste modelo é a suposição de que todas as emissões e uso do solo ocorre na Europa, e que todos os danos daí provenientes ocorrem também eles na Europa, exceptuando apenas os danos com dispersão de longa distância – alterações climáticas, por exemplo.

### Anexo 1.3. Método EDIP 2003

O método EDIP 2003 - Environmental Design of Industrial Products foi desenvolvido pelo Institute for Product Development da Universidade Técnica da Dinamarca, a partir do já existente EDIP 1997. Trata-se de um método com abordagem *midpoint*, suportando as categorias de impacto relacionadas com as emissões e os recursos (Hauschild, M. et al, 2005).

As categorias de impacto global incluem o aquecimento global e depleção do ozono estratosférico. As categorias de impacto não-global incluem a acidificação, eutrofização terrestre, eutrofização aquática, exposição de plantas ao ozono fotoquímico, exposição humana ao ozono fotoquímico, toxicidade humana por exposição ao ar e ecotoxicidade (Hauschild, M. et al, 2005).

A maior inovação do EDIP2003, em relação à metodologia do EDIP97, reside na tentativa de incluir a exposição na caracterização das principais categorias de impacto não-globais. Isto é alcançado através da inclusão de uma maior fracção da cadeia de causalidade, e da introdução de uma diferenciação espacial, em relação às emissões e ao ambiente receptor. O EDIP2003 pode ser usado com e sem diferenciação espacial. Em ambos os casos, esta inclusão de uma maior fracção da cadeia de causalidade dá ao EDIP2003 potenciais de impacto com maior relevância ambiental, tornando-os mais fáceis de interpretar.

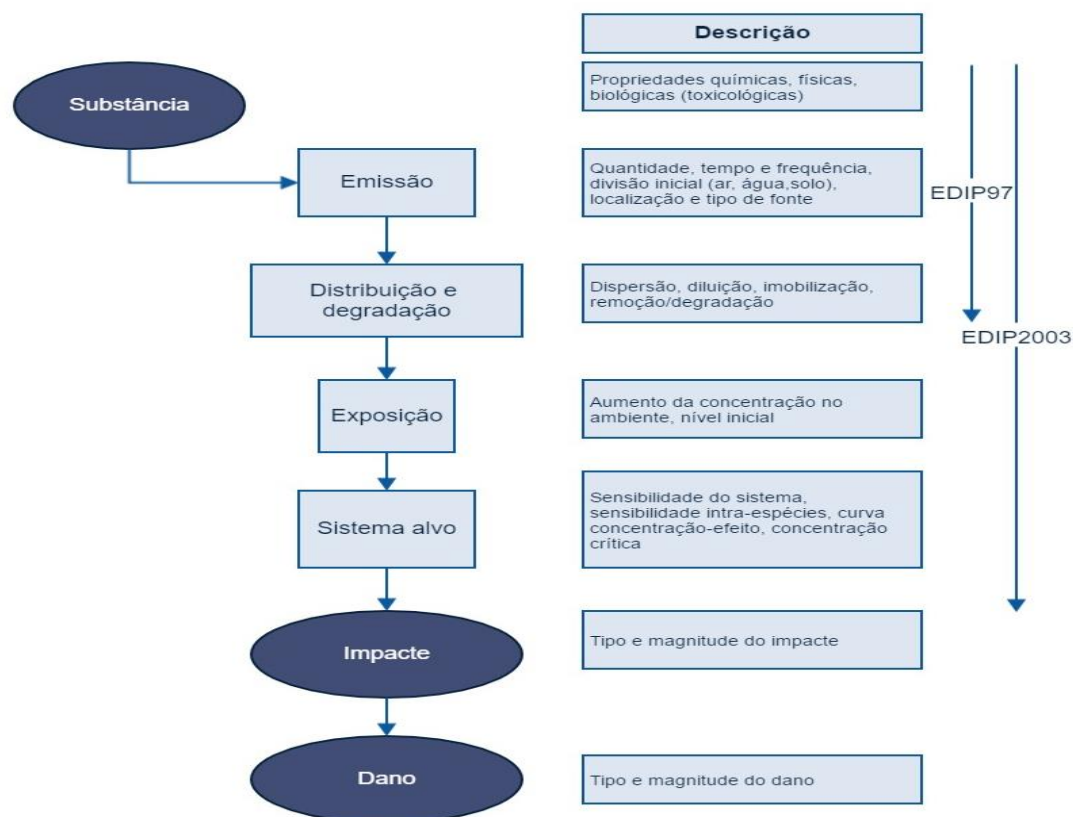


Figura 5-1 Cadeia causa-efeito do método EDIP

### *Cálculo dos indicadores*

- Aquecimento global

O potencial de aquecimento global é, normalmente quantificado utilizando os potenciais de aquecimento global (PAG) das substâncias que apresentam os mesmos efeitos de reflexão e radiação que o CO<sub>2</sub>. O PAG para gases de efeito de estufa é expresso em CO<sub>2</sub> equivalente. As substâncias consideradas no indicador de aquecimento global são o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), óxidos de azoto (N<sub>2</sub>O), clorofluorocarbonetos (CFC-11, -12, -113, -114, -115), hidrofluorocarbonetos (HCFC-22, -123, -124, -141b, -142b), halons, tetraclorometano (CCl<sub>4</sub>), 1,1,1-tricloroetano (CCl<sub>3</sub>CH<sub>3</sub>) e monóxido de carbono (CO) (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

O PAG de um processo pode ser estimado através da equação 12. O indicador é estimado através do produto entre a quantidade de gás de efeito de estufa emitido por unidade funcional e o PAG, em kg de CO<sub>2</sub> equivalente para cada gás (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

#### *Equação 17*

$$PAG = \sum_i PAG_i \times m_i \quad [kg \text{ CO}_2 \text{ eq.}]$$

Onde,  $PAG_i$  é o factor de equivalência, isto é, o potencial de aquecimento global para o gás de efeito de estufa  $i$ , em kg de CO<sub>2</sub> equivalente; e  $m_i$  é a quantidade de gás de efeito de estufa  $i$  emitido, em kg.

- Depleção de ozono estratosférico

As substâncias que contribuem para a depleção do ozono estratosférico caracterizam-se pela sua estabilidade na atmosfera, de forma a permitir que uma fracção substancial entre na estratosfera; e pela presença de cloro ou bromo que quando libertados na atmosfera, irão promover a decomposição química do ozono (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

As substâncias que contribuem para a depleção do ozono estratosférico são os clorofluorocarbonetos (CFC-11, -12, -113, -114, -115), hidrofluorocarbonetos (HCFC-22, -123, -124, -141b, -142b), tetraclorometano (CCl<sub>4</sub>), 1,1,1-tricloroetano (CCl<sub>3</sub>CH<sub>3</sub>), halons e bromometano (CH<sub>3</sub>Br) (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

Os potenciais de depleção de ozono das substâncias relevantes são calculados relativamente ao potencial do CFC-11. Desta forma, os potenciais de depleção de ozono são dados em CFC-11 equivalentes (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

O potencial de depleção do ozono estratosférico de um determinado processo pode ser estimado a partir da equação 13 (Stranddorf, H. *et al*, 2003):

#### *Equação 18*

$$PDO = \sum_i PDO_i \times m_i \quad [kg \text{ CFC} - 11 - \text{eq.}]$$

Onde,  $PDO_i$  é o factor de equivalência, isto é, o potencial de depleção de ozono para a substância  $i$ , em CFC-11 equivalente; e  $m_i$  a quantidade de substância  $i$  emitida, em kg.

- Formação de ozono fotoquímico

No método EDIP2003, a formação de ozono fotoquímico é descrita através do potencial de formação de ozono fotoquímico (PFOF). O cálculo dos PFOFs é realizado a partir do modelo RAINS que calcula séries complexas de reacções químicas na atmosfera, a partir de um determinado cenário. Para calcular o PFOF, o modelo RAINS utiliza dados como os inventários de emissões para COVs e NO<sub>x</sub>, dados das reacções químicas e fotoquímicas, as taxas de deposição para diferentes superfícies e dados meteorológicos. Os valores dos PFOFs são posteriormente utilizados como factores de caracterização no cálculo do indicador (Hauschild, M. e Potting, J., 2005).

As substâncias que contribuem para a formação de ozono fotoquímico são os óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>), compostos orgânicos voláteis (COVs, incluindo CH<sub>4</sub>) e monóxido de carbono (CO).

Uma das alterações do método EDIP2003 relativamente ao seu antecessor, EDIP97 foi a divisão do indicador em dois sub-indicadores que representam a exposição de seres humanos e materiais, e a exposição da vegetação. Para cada um destes sub-indicadores é calculado o impacte potencial (Hauschild, M. e Potting, J., 2005).

O impacte potencial para a exposição da vegetação é expresso como o produto entre a área de vegetação exposta acima do limite de efeitos crónicos (m<sup>2</sup>), a duração anual de exposição acima do limite (h) e a concentração excedente acima do limite (ppb). A unidade do impacte potencial para a vegetação é m<sup>2</sup>.ppm.h (Hauschild, M. e Potting, J., 2005).

O impacte potencial para exposição humana é expresso como o produto entre o número de pessoas expostas acima do limite de efeitos crónicos (pessoa), a duração anual de exposição acima do limite (h) e a concentração excedente acima do limite (ppb). A unidade do impacte potencial para exposição humana é pessoa.ppm.h (Hauschild, M. e Potting, J., 2005).

O cálculo dos indicadores do impacte potencial para exposição da vegetação e exposição humana é realizado a partir das fórmulas 14 e 15 respectivamente (Hauschild, M. e Potting, J., 2005).

#### Equação 19

$$EP (of, veg) = CF (of, veg)_{NOx} \cdot E_{NOx} + CF (of, veg)_{VOC} \cdot \sum_i \eta_s \cdot E_s + CF (of, veg)_{CH4} \cdot E_{CH4}$$

## Equação 20

$$EP (of, hum) = CF (of, hum)_{NOx} \cdot E_{NOx} + CF (of, hum)_{VOC} \cdot \sum_i \eta_s \cdot E_s + CF (of, hum)_{CH_4} \cdot E_{CH_4}$$

Onde:

EP (po, veg)	é o impacte da formação de ozono fotoquímico na vegetação, expresso como área exposta acima do limite (m <sup>2</sup> .ppm.h)
EP (po, hum)	é o impacte da formação de ozono fotoquímico na saúde humana, expresso como pessoas expostas acima do limite (pessoas.ppm.h)
CF (po, veg) <sub>COV</sub>	é o factor de formação de ozono fotoquímico que relaciona a emissão de COVs ou CO com o impacte na vegetação na área de deposição (m <sup>2</sup> .ppm.h/g)
CF (po, veg) <sub>NOx</sub>	é o factor de formação de ozono fotoquímico que relaciona a emissão de NOx com o impacte na vegetação na área de deposição (m <sup>2</sup> .ppm.h/g)
CF (po, hum) <sub>COV</sub>	é o factor de formação de ozono fotoquímico que relaciona a emissão de COVs ou CO com o impacte na saúde humana na área de deposição (pessoas.ppm.h/g)
CF (po, hum) <sub>NOx</sub>	é o factor de formação de ozono fotoquímico que relaciona a emissão de NOx com o impacte na saúde humana na área de deposição (pessoas.ppm.h/g)
CF (po, veg) <sub>CH<sub>4</sub></sub>	é o factor de formação de ozono fotoquímico que relaciona a emissão de CH <sub>4</sub> com o impacte na vegetação na área de deposição (m <sup>2</sup> .ppm.h/g)
CF (po, hum) <sub>CH<sub>4</sub></sub>	é o factor de formação de ozono fotoquímico que relaciona a emissão de CH <sub>4</sub> com o impacte na saúde humana na área de deposição (pessoas.ppm.h/g)
η <sub>i</sub>	é o factor de eficiência, específica da substância, que expressa o potencial de formação de ozono do composto orgânico volátil relativamente à formação de ozono da média Europeia (adimensional)
E <sub>i</sub>	é a emissão de COV, CO, NOx ou CH <sub>4</sub> (g)

- Acidificação

Os efeitos potenciais dependem do potencial de acidificação de substâncias específicas, assim como da natureza do ecossistema receptor. As substâncias acidificantes podem ser divididas em diferentes grupos, de acordo com a sua natureza química: ácidos fortes, anidridos ácidos, amónia e ácidos orgânicos (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

Considera-se que uma substância possui um efeito de acidificação se fornecem ou libertam iões de hidrogénio (H<sup>+</sup>) ao ambiente; ou resultam na lixiviação dos aniões correspondentes presentes no sistema. As substâncias que contribuem para a acidificação são o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), trióxido de enxofre (SO<sub>3</sub>), óxidos de azoto (NOx), ácido clorídrico (HCl), ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>),

ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), ácido fosfórico (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>), ácido fluorídrico (HF), ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S) e amoníaco (NH<sub>3</sub>) (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

O SO<sub>2</sub> é utilizado como base na determinação do potencial de acidificação ou factor de equivalência. O método para estabelecer os factores de efeito para substâncias acidificantes é baseado em considerações estequiométricas. Os factores de equivalências são determinados a partir da equação 16 (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

#### Equação 21

$$FE = \frac{n}{2 \times M_m} \times 64,06 = \frac{n}{M_m} \times 32,03$$

Onde,  $M_m$  é a massa molecular da substância emitida (g/mole);  $n$  é o número de iões de hidrogénio libertados; 64,06 g/mole é a massa molecular do SO<sub>2</sub>.

O potencial de acidificação (PA) pode ser estimado em SO<sub>2</sub> equivalente, a partir da equação 17 (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

#### Equação 22

$$PA = \sum_i FE_i \times m_i \quad [SO_2 - eq.]$$

Onde,  $FE_i$  é o factor de equivalência para a substância  $i$ ;  $m_i$  é a emissão da substância  $i$ .

- Eutrofização aquática

Os nutrientes, que normalmente limitam o crescimento biológico em ecossistemas aquáticos, são o azoto e o fósforo. Para que um composto seja considerado como contributo à eutrofização aquática, deve conter azoto ou fósforo numa forma que esteja biologicamente disponível (Hauschild, M. e Potting, J., 2005).

A eutrofização em água interiores e marinhas pode ser calculado a partir da equação 18 (Hauschild, M. e Potting, J., 2005).

#### Equação 23

$$EA = \sum_i (FE_i \times FC_i \times E_i)$$

Onde,  $FE_i$  é o factor de exposição que relaciona a emissão da substância  $i$  com o seu impacte eutrofizante;  $FC_i$  é o factor de caracterização que permite a agregação da substância  $i$  a outras substâncias que pertençam ao mesmo grupo (compostos de azoto ou fósforo);  $E_i$  é a emissão da substância  $i$  (g).

- Toxicidade humana

Em ACV, os diferentes tipos de toxicidade (irritação, cancro, neurotoxicidade etc.) são descritos como um todo, o que pode ser cientificamente questionável. Contudo, a análise deve ser

realizada da melhor forma possível, com base nas ferramentas existentes (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

O que determina a toxicidade das substâncias nos seres humanos é a dose de exposição. Existem três meios principais de exposição humana aos poluentes ambientais: inalação através do ar, ingestão através dos alimentos e água e penetração na pele pelo contacto do ar ou superfícies contaminadas. A exposição de seres humanos aos poluentes ocorre, geralmente através de um ou vários meios ao mesmo tempo, contudo existe um meio que normalmente domina os outros. Tipicamente, a caracterização da toxicidade humana dá ênfase à inalação e ingestão. A metodologia EDIP2003 foca a inalação por se verificar de maior relevância (Hauschild, M. e Potting, J., 2005)

Os factores de exposição foram estabelecidos de forma a avaliar espacialmente determinadas variações na exposição humana, através da inalação resultante de emissões para a atmosfera. Têm em conta a substância emitida, as diferentes alturas da emissão e as diferentes localizações geográficas (tendo em conta as diferentes condições atmosféricas e a variação de densidades populacionais) (Hauschild, M. e Potting, J., 2005).

O impacto potencial para a toxicidade humana por inalação é calculado através dos factores de exposição e factores de caracterização para toxicidade humana. Pode, desta forma, ser calculado através da equação 19 (Stranddorf, H. *et al*, 2003).

#### Equação 24

$$EP_{hum} = \sum_i FE_i \times FC_i \times m_i$$

Onde,  $EP_{hum}$  é o efeito potencial de toxicidade humana por inalação;  $FE_i$  é o factor de exposição que relaciona a emissão da substância  $i$  e a exposição (pessoa.µg/m<sup>3</sup>);  $FC_i$  é o factor de caracterização para toxicidade humana (m<sup>3</sup>/g);  $m_i$  é a emissão da substância  $i$  para a atmosfera (g).

- Ecotoxicidade aquática

A categoria de impacto da ecotoxicidade inclui os efeitos de substâncias tóxicas libertadas para o ambiente, durante o ciclo de vida do produto. O impacto ecotoxicológico baseia-se na estimativa das emissões de tóxicos para o ambiente aquático, seja por via de águas residuais, lamas ou pesticidas.

De forma a obter um valor quantitativo e comparável para o potencial de ecotoxicidade, calcula-se o produto entre a quantidade emitida de cada substância e o seu factor de equivalência, que corresponde ao impacto potencial da substância no ambiente. O potencial de ecotoxicidade é calculado de acordo com o tipo de efeitos: toxicidade aquática aguda, toxicidade aquática crónica e toxicidade terrestre crónica.



## Anexo 1.4. IMPACT 2002+

A metodologia do IMPACT 2002+ propõe a implementação de uma abordagem combinada de *midpoint/endpoint*, Ligando vários tipos de fluxos elementares com 14 categorias de *midpoints* e quatro categorias de *endpoints* (Cavallett, O. *et al*, 2013).

As categorias de *midpoints* consideradas são a toxicidade humana, efeitos respiratórios, radiação ionizante, depleção da camada de ozono, oxidação fotoquímica, ecotoxicidade aquática, ecotoxicidade terrestre, acidificação terrestre/ nutrificação, acidificação aquática, eutrofização aquática, ocupação do solo, aquecimento global, energias não renováveis e extracção mineral. As categorias de dano são a saúde humana, a qualidade do ecossistema, alterações climáticas e recursos (Jolliet, O. *et al*, 2003).

O método IMPACT 2002+ utiliza diferentes unidades, quer ao nível de impacte que de dano.

Ao nível de impacte:

- “kg de substância seq” (kg equivalente de uma substância de referência s). Expressa a quantidade de uma substância de referência s que iguala o impacte do poluente considerado na categoria de impacte.

Ao nível do dano:

- “DALY” (*Disability-Adjusted Life Years*). Caracteriza a severidade de perturbação, incluindo mortalidade (anos de vida perdidos devido a morte prematura) e morbidez (o tempo de vida com menor qualidade de vida, devido a doença). Por exemplo, um produto que tenha uma pontuação de 3 DALYs na saúde humana, implica uma perda de 3 anos de vida na população em geral. Note-se que os 3 anos perdidos são distribuídos por toda a população, e não por pessoa.
- “PDF.m<sup>2</sup>.ano” (Fracção de espécies potencialmente extintas numa determinada área e durante um determinado tempo). Mede o impacte no ecossistema, representando a fracção de espécies que desapareceram em 1m<sup>2</sup> da superfície da terra, durante um ano. Por exemplo, um produto que possua uma pontuação de qualidade do ecossistema de 0,2 PDF.m<sup>2</sup>.ano implica a perda de 20% das espécies em 1m<sup>2</sup> da superfície da terra, durante um ano.
- MJ (“Mega Joule”). Mede a quantidade de energia extraída ou necessária para extracção do recurso.

Ao nível do dano normalizado:

- “pontos” equivalente a “pessoa.ano”. Um ponto representa o impacte médio, numa categoria específica, causado por uma pessoa durante um ano na Europa. Ou seja, o impacte total de uma categoria específica dividido pela população total da Europa. Numa primeira aproximação, em relação à saúde humana, representa também o impacte médio numa pessoa, durante um ano. É calculado como o dano total anual devido a

emissões e extracções na Europa, dividido pela população Europeia total (Humbert, S. et al, 212).

## Anexo 1.5. Método ReCiPe

O método ReCiPe é uma evolução dos métodos Ecoindicator 99 e CML 2001. Integra uma abordagem de *midpoint* e *endpoint*, numa estrutura consistente onde a maioria das categorias de impacto foram actualizadas (Cavallett, O. *et al*, 2013).

A metodologia ReCiPe inclui dois grupos de categorias de impacto. O primeiro grupo segue uma abordagem *midpoint*, que inclui 18 categorias de impacto: alterações climáticas, depleção de ozono, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, toxicidade humana, danos à saúde humana pela formação de matéria particulada e ozono, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade de água doce, ecotoxicidade marinha, radiação ionizante, ocupação de solo agrícola, ocupação de solo urbano, transformação do solo natural, depleção da água, depleção de recursos minerais, depleção de combustíveis fósseis. O segundo grupo segue uma abordagem *endpoint*, na qual são convertidas e agregadas as categorias *midpoint*, dando origem a três categorias de impacto: danos à saúde humana, danos à diversidade do ecossistema e danos à disponibilidade dos recursos (Goedkoop, M. *et al* 2013).

Tabela 5-8 - Perspectiva cultural para o método ReCiPe

Categoria de impacto	Perspectiva cultural			
		Individualista (I)	Hierárquico (H)	Igualitário (E)
<b>Alterações climáticas</b>	Horizonte temporal	20	100	1000
<b>Depleção de ozono</b>		20	100	infinito
<b>Radiação ionizante</b>		20	100	100 000
<b>Toxicidade humana e ecotoxicidade</b>		20	100	infinito
	Carcinogénese	Substâncias incluídas nas categorias 1, 2A e 2B do IARC	844 substâncias nas categorias 1, 2ª, 2B, 3 ou sem classificação no IARC	
<b>Danos à saúde humana por formação de matéria particulada e ozono</b>	Efeitos incluídos	Aerossóis primários	Aerossóis primários e aerossóis secundários a partir de SO <sub>2</sub>	Aerossóis primários e aerossóis secundários a partir de SO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> e NO <sub>x</sub>

- Alterações climáticas

#### Caracterização midpoint

O factor de caracterização para as alterações climáticas utilizado é o potencial de aquecimento global (PAG), expresso em CO<sub>2</sub>-eq/kg GEE. O PAG expressa a quantidade adicional de forçamento radiativo causado pela emissão de 1kg de GEE ao longo do tempo relativamente ao forçamento radiativo adicional causado pela emissão de 1kg de CO<sub>2</sub>. A quantidade de forçamento radiativo causado pela emissão de 1kg de GEE é chamado potencial de aquecimento global absoluto (PAGA) e é expresso em W.m<sup>-2</sup>.ano.kg<sup>-1</sup>. O factor de caracterização pode ser calculado a partir da equação 20 (Huijbregts, M. et al, 2015):

#### Equação 25

$$PAG_{x,TH} = \frac{PAGA_{x,HT}}{PAGA_{CO_2,HT}}$$

Onde,  $PAGA_{x,HT}$  é o potencial de aquecimento global absoluto da substância x, num determinado horizonte temporal e  $PAGA_{CO_2,HT}$  é o potencial de aquecimento global absoluto do CO<sub>2</sub> num determinado horizonte temporal.

#### Caracterização endpoint

Os factores de caracterização endpoint (FCe) para as alterações climáticas podem ser calculados a partir da equação 21 (Huijbregts, M. et al, 2015):

#### Equação 26

$$FCe_{x,c,a} = PAG_{x,c} \times F_{M \rightarrow E,AC,c,a}$$

Onde,  $PAG_{x,c}$  é o factor de caracterização midpoint para a substância x em relação à perspectiva cultural c e  $F_{M \rightarrow E,AC,c,a}$  é o factor de conversão midpoint para endpoint em relação à perspectiva cultural c e área de protecção a.

- Depleção de ozono estratosférico

#### Caracterização midpoint

O potencial de depleção de ozono, expresso em kg de CFC-11 equivalente, é utilizado como factor de caracterização ao nível de midpoints. Quantifica a quantidade de ozono que uma substância destrói, relativamente ao CFC-11 num determinado período de tempo. Está largamente relacionado com a estrutura molecular da substância, e especificamente com os grupos de cloro e bromo presentes na molécula, assim como o tempo de vida da substância na atmosfera (Huijbregts, M. et al, 2015).

A potência da destruição de ozono do bromo é 60 vezes superior à do cloro. Combinando a emissão fraccional e o número de grupos de bromo e cloro, pode ser calculado o equivalente efectivo de cloro estratosférico (EECE) da molécula. Desta forma, o PDO pode ser calculado a partir do EECE, a partir da equação 22 (Huijbregts, M. et al, 2015).

#### Equação 27

$$PDO_{inf,x} = \frac{\Delta EECEx}{\Delta EECEx_{CFC-11}}$$

Onde,  $PDO_{inf,x}$  é o potencial de depleção de ozono para um tempo de vida infinito da substância  $x$ .  $\Delta EECEx$  e  $\Delta EECEx_{CFC-11}$  são as alterações causadas pela emissão de 1kg de substância  $x$  e 1kg de CFC-11, respectivamente.

#### Caracterização endpoint

Os factores de caracterização endpoint (FCe) para a saúde humana são calculados a partir da equação 23 (Huijbregts, M. et al, 2015).

#### Equação 28

$$FCe_{x,c} = PDO_{x,c} \times F_{M \rightarrow E, OD, c}$$

Onde,  $PDO_{x,c}$  é o potencial de depleção de ozono da substância  $x$  (em CFC-11eq) e  $F_{M \rightarrow E, OD, c}$  é o factor *midpoint* para *endpoint* para depleção de ozono (DALY/kg CFC-11eq) para a perspectiva cultural  $c$ .

- Eutrofização de água doce

#### Caracterização midpoint

A eutrofização de água doce é o processo em que existe um aumento do crescimento de algas e alteração na abundancia de espécies à superfície da água, devido ao enriqueciemtno de nutrientes. O crescimento do fitoplâncton leva à redução da penetração da luz, aumento da escória e desoxigenação, causando a morte de peixes e outros efeitos no ecossistema. A eutrofização é uma preocupação global devido ao aumento das necessidades de alimentos, intensificação do solo e utilização de fertilizantes. O fósforo (P) é geralmente o nutriente limitante para a produção primária e eutrofização em água doce (Huijbregts, M. et al, 2015).

O factor de destino (FD) representa o tempo de residência em água doce (em anos). o FD de uma emissão é a soma dos FDs das emissões individuais (Huijbregts, M. et al, 2015).

#### Equação 29

$$PEAd_x = \frac{FD_x}{FD_{P,ad}}$$

Onde,  $PEAd_{x,i}$  é o potencial de eutrofização de água doce da substância  $x$  (em kg de P para água doce equivalente/kg de substância  $x$ ),  $FD_x$  é o factor de destino da substância  $x$  (em anos), e  $FD_{P,ad}$  é a média mundial de factor de destino da emissão de P para água doce (0,36 anos).

#### Caracterização endpoint

Os factores de caracterização endpoint (FCe) para a eutrofização de água doce nos danos nos ecossistemas são calculados a partir da equação 25 (Huijbregts, M. et al, 2015):

*Equação 30*

$$FCe_x = PEAd_x \times F_{M \rightarrow E, EAd}$$

Onde,  $PEAd_x$  é o potencial de eutrofização de água doce para a substância  $x$  (em kg de P para água doce eq./kg) e  $F_{M \rightarrow E, EAd}$  é o factor de conversão midpoint para endpoint para a eutrofização de água doce (espécies.ano/kg P para água doce-eq)

- Toxicidade humana e ecotoxicidade

Caracterização midpoint

O factor de caracterização para toxicidade humana e ecotoxicidade tem em consideração a persistência ambiental (destino), acumulação na cadeia alimentar (exposição) e toxicidade (efeito) de uma substância (Huijbregts, M. et al, 2015).

O potencial de toxicidade (PT) é expresso em kg de 1,4-diclorobenzeno-equivalente (1,4DCB-eq). É utilizado como substância de referência dividindo o impacte potencial calculado de uma substância pelo impacte potencial de 1,4-DCB emitido para o meio (Huijbregts, M. et al, 2015).

O factor de caracterização para ecotoxicidade tem em conta o factor de destino (FD) e o factor de efeito (FE) e pode ser calculado a partir da equação 26 (Huijbregts, M. et al, 2015):

*Equação 31*

$$PE_{x,i,j,c} = \sum_g \frac{FD_{x,i,j,g,c} \times FE_{x,j,c}}{FD_{DCB,ref,j,g,c} \times FE_{DCB,j,c}}$$

Onde,

$PE_{x,i,j,c}$  é o potencial de ecotoxicidade para o meio receptor  $j$  da substância  $x$ , emitida para o meio  $i$ , em relação à perspectiva cultural  $c$  (kg 1,4DCB-eq/kg)

$FD_{x,i,j,g,c}$  é o factor de destino da substância  $x$  no meio  $j$  à escala  $g$ , emitida no meio  $i$  para a perspectiva cultural  $c$  (anos)

$FE_{x,j,c}$  é o factor de efeito ( $m^3/kg$ ), que representa a alteração da fracção de espécies potencialmente desaparecidas devido à alteração na concentração ambiental da substância  $x$  no meio receptor  $j$  para a perspectiva cultural  $c$ .

O factor de caracterização para a toxicidade humana considera a fracção de entrada (Fe), o efeito combinado e o factor de dano (FD) e o factor de caracterização para o 1,4-diclorobenzeno. O potencial de toxicidade é específico para o meio receptor, a rota de entrada (oral ou inalação), escala (continental, trópicos, ártico) e efeito (carcinogénico ou não-carcinogénico). Estes

potenciais de toxicidade são agregados num factor de caracterização geral para a substância  $x$  emitida para o meio  $i$  (Huijbregts, M. et al, 2015).

*Equação 32*

$$PTH_{i,x,c/nc,c} = \sum_r \sum_g \frac{Fe_{x,i,r,g,c} \times FD_{x,r,c/nc,c}}{Fe_{DCB,ua,r,g,c} \times FE_{DCB,r,c/nc,c}}$$

Onde,

$PTH_{i,x,c/nc,c}$  é o factor de caracterização para efeitos carcinogénicos e não-carcinogénicos da substância  $x$  emitida para o meio  $i$  para a perspectiva cultural  $c$  (kg 1,4DCB-eq/kg)

$Fe_{x,i,r,g,c}$  é a fracção de entrada na população humana da substância  $x$ , à escala geográfica  $g$ , através da rota de entrada  $r$ , emitida para o meio  $i$ , para a perspectiva cultural  $c$

$FD_{x,r,c/nc,c}$  é o factor de efeito carcinogénico ou não carcinogénico da substância  $x$ , para a rota de entrada  $r$ , para a perspectiva cultural  $c$ .

Caracterização endpoint

Os factores de caracterização endpoint (FCeco) para ecotoxicidade são calculados a partir da equação 29 (Huijbregts, M. et al, 2015):

*Equação 33*

$$FCeco_{x,i,j,c} = PET_{x,i,j,c} \times F_{M \rightarrow E,ETOX,j,c}$$

Onde,  $PET_{x,i,j,c}$  é o potencial de ecotoxicidade para o endpoint  $j$  da substância  $x$ , emitida para o meio  $i$ , em relação à perspectiva cultural  $c$  (em 1,4DCB-eq/kg) e  $F_{M \rightarrow E,ETOX,j,c}$  é o factor midpoint para endpoint para ecotoxicidade, em relação à perspectiva cultural  $c$ .

Para o dano na saúde humana são calculados os factores de caracterização endpoint para carcinogénicos e não-carcinogénicos, a partir da equação 30 (Huijbregts, M. et al, 2015):

*Equação 34*

$$FChum_{x,i,c/nc,c} = PTH_{x,i,c/nc,c} \times F_{M \rightarrow E,TOXH,c/nc,c}$$

Onde,  $PTH_{x,i,c/nc,c}$  é o potencial de toxicidade para efeitos carcinogénicos e não-carcinogénicos da substância  $x$  para o meio  $i$ , em relação à perspectiva cultural  $c$  (em 1,4DCB-eq/kg) e  $F_{M \rightarrow E,TOXH,c/nc,c}$  é o factor midpoint para endpoint para toxicidade humana carcinogénica e não-carcinogénica, em relação à perspectiva cultural  $c$ .

- Danos à saúde humana por formação de matéria particulada e ozono

Caracterização midpoint

A matéria particulada com um diâmetro inferior a 10µm (PM<sub>10</sub>) representa uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas. A PM<sub>10</sub> causa problemas na saúde humana quando

inalada. Os aerossóis secundários são formados no ar a partir de emissões de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), amoníaco (NH<sub>3</sub>) e óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>), entre outros (Huijbregts, M. et al, 2015).

O ozono não é emitido directamente para a atmosfera, mas é formado através de reacções fotoquímicas de NO<sub>x</sub> e compostos orgânicos voláteis não metano (NMVOC). Este processo é mais intenso durante o Verão. A formação de ozono é um processo não linear que depende das condições meteorológicas e das concentrações de NO<sub>x</sub> e NMVOCs (Huijbregts, M. et al, 2015).

O factor de entrada (FE) de um poluente (ozono ou matéria particulada) é determinado pelo precursor x. O potencial de formação de matéria particulada (PFMP) é expresso em PM<sub>10</sub>-equivalentes (Huijbregts, M. et al, 2015):

*Equação 35*

$$PFMP_x = \frac{FE_x}{FE_{PM10}}$$

O potencial de formação de ozono (PFO) é expresso em NO<sub>x</sub>- equivalentes:

*Equação 36*

$$PFO_x = \frac{FE_x}{FE_{NO_x}}$$

#### Caracterização endpoint

Os factores de caracterização endpoint (FCe) para os danos na saúde humana devido à formação de matéria particulada podem ser calculados a partir da equação x (Huijbregts, M. et al, 2015):

*Equação 37*

$$FCe_x = PFMP_x \times F_{M \rightarrow E, PM}$$

Onde,  $PFMP_x$  é o potencial de formação de matéria particulada da substância x (em PM<sub>10</sub>-eq/kg) e  $F_{M \rightarrow E, PM}$  é o factor midpoint para endpoint para a formação de matéria particulada (DALY/kg PM<sub>10</sub>-eq)

Para o cálculo dos factores de caracterização endpoint (FCe) para formação de ozono, a equação é semelhante à anterior:

*Equação 38*

$$FCe_x = PFO_x \times F_{M \rightarrow E, O}$$

Onde,  $PFO_x$  é o potencial de formação de ozono da substância x (em NO<sub>x</sub>-eq/kg) e  $F_{M \rightarrow E, O}$  é o factor midpoint para endpoint para a formação de ozono (DALY/kg NO<sub>x</sub>-eq).



- Radiação ionizante

A análise da exposição é utilizada para estimar a dose de exposição colectiva causada pela emissão de um radionuclídeo. A dose colectiva é expressa numa unidade chamada Man Sievert (man.Sv), que representa a exposição total média em Sievert (J/kg de peso corporal) multiplicada pelo número de pessoas expostas ao longo do tempo. A dose colectiva causada pela emissão de um radionuclídeo é o ponto de partida para o cálculo do factor de caracterização, chamado potencial de radiação ionizante (PRI). É calculado relativamente à emissão da substância de referência, Cobalto-60, para o ar.

*Equação 39*

$$PRI_{x,i} = \frac{DC_{x,i}}{DC_{Co-60,ar}}$$

Onde,  $PRI_{x,i}$  é o potencial de radiação ionizante de 1kBq de substância x emitida para o compartimento  $i$ ;  $DC_{x,i}$  é a dose colectiva (em Man.Sv) causada pela emissão da substância x para o compartimento  $i$ ;  $DC_{Co60,ar}$  é a dose colectiva causada pela emissão de 1kBq de Co-60 para o ar.

Caracterização endpoint

Os factores de caracterização endpoint (FCe) para a saúde humana são calculados a partir da equação 35:

*Equação 40*

$$FCe_{x,i,c} = PRI_{x,i,c} \times F_{M \rightarrow E,RI,c}$$

Onde,  $PRI_x$  é o potencial de radiação ionizante da substância x para o compartimento  $i$  (em Co-60 para o ar eq/kg) e  $F_{M \rightarrow E,RI,c}$  é o factor midpoint para endpoint para a radiação ionizante (DALY/kg Co-60 para o ar eq.) para a perspectiva cultural  $c$ .

- Depleção da água

Caracterização midpoint

O factor de caracterização (FC) ao nível midpoint traduz-se em m3 de água consumida por m3 de água extraída. A extracção de água é a remoção de água dos corpos de água superficiais ou a captação de água subterrânea do aquífero. É a quantidade total de água retirada, independentemente dos fluxos de retorno para as massas de água ou da eficiência de uso da água. O consumo de água, por outro lado, é a quantidade de água que é evaporada, incorporada em produtos ou desviada para outra bacia ou para o mar, isto é, é a quantidade de água que a bacia de origem perde.

Assim, para os fluxos de água para consumo, o indicador midpoint coincide com o inventário. Para os fluxos de água relativamente à extracção, é necessária a aplicação de um factor de forma a ter em conta a eficiência do uso da água. Para a agricultura, as necessidades de consumo podem ser estimadas a partir de rácios baseados nas informações disponibilizadas

pelo AQUASTAT. O valor médio global é de 0,44 (desvio padrão 0,14). O rácio das necessidades de água está relacionado com a eficiência da sua utilização. Quanto maior a eficiência, maior será a extracção que chega realmente às plantas e é consumida. Se a eficiência é menor, maior será a extracção para chegar ao mesmo resultado.

#### Caracterização endpoint

Em relação ao impacto da extracção de água na saúde humana, os factores de caracterização são calculados em DALYs, devido à escassez de água relacionada com a malnutrição para cada bacia hidrográfica  $i$ , de acordo com a equação 36:

#### Equação 41

$$FC_{malnutrição,i} = ISH_i \times EA_{\%agricultura,i} \times \frac{FDH_{malnutrição,i}}{NA_{malnutrição}} \times FD_{malnutrição}$$

Onde,

$ISH_i$	É o índice de stress hídrico de uma bacia hidrográfica $i$ ( $m^3_{extraído}/m^3_{consumido}$ )
$EA_{\%agricultura,i}$	É a fracção de água extraída para a agricultura na bacia hidrográfica $i$ (%)
$FDH_{malnutrição,i}$	É o factor de desenvolvimento humano
$NA_{malnutrição}$	Representa as necessidades de água para prevenir a malnutrição ( $m^3/capita.ano$ )
$FD_{malnutrição}$	Representa o dano causado pela malnutrição (DALY/ano.capita)

Os impactos do consumo de água nos ecossistemas aquáticos, são quantificados através das alterações ocorridas no número de espécies de peixes na bacia hidrográfica. São estimados os factores de caracterização tendo por base as alterações marginais de descarga ocorridas na foz do rio devido ao consumo e as alterações marginais de espécies perdidas associadas à diminuição da descarga. A unidade do FC é PDF. $m^3/(ano.m^3)$  e pode ser calculado a partir da equação 37:

#### Equação 42

$$FC = \frac{\partial Q_{foz}}{\partial CA} \times \left( \frac{\partial PDF}{\partial Q_{foz}} V \right)$$

Onde,

$\partial Q_{foz}$	É a alteração marginal de descarga à foz do rio ( $m^3$ )
$\partial CA$	É a alteração marginal de consumo de água ( $m^3$ )
$\partial PDF$	É a alteração marginal de espécies perdidas (PDF/ano)
$V$	É o volume da bacia hidrográfica ( $m^3$ )

## Anexo 1.6. Método TRACI 2

O método TRACI 2 - Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts foi desenvolvido pela Environmental Protection Agency (EPA), como um método de abordagem *midpoint*, que representa as condições ambientais nos EUA (Cavallett, O. *et al*, 2013).

As categorias de impacto incluídas neste método são a depleção de ozono, aquecimento global, acidificação, eutrofização, smog fotoquímico, ecotoxicidade, saúde humana: poluição do ar, cancerígenos e não cancerígenos, combustíveis fósseis, uso do solo e uso da água (Bare, J. C. *et al*, 2003).

A metodologia geral do TRACI2 utiliza a quantidade emitida de uma substância ou utilização de recursos, de forma a estimar a potência do stressor. Para algumas categorias de impacto, como o potencial de depleção do ozono ou o potencial de aquecimento global, existe um consenso internacional acerca dos potenciais relativos das substâncias. Para outras categorias de impacto, as potências relativas podem estar dependentes de modelos relacionados com os princípios químicos e físicos ou com dados experimentais.

Em determinadas categorias de impacto, a localização da emissão ou do recurso utilizado tem influência na potência do stressor. Nestes casos, um stressor pode ter vários factores de potencial, dependendo da localização. Contudo, existem muitas ocasiões em que não se utiliza a localização. Para algumas categorias de impacto, a localização não tem influência no destino, transporte e potência, sendo utilizado apenas um factor de caracterização. Outras vezes, não são conhecidas as localizações das emissões. Como todas as categorias de impacto permitem uma estimativa independente da localização pode ser utilizada a média dos factores de caracterização. Para estas situações é utilizada a equação 38. (Bare, J. 2011).

*Equação 43*

$$I^i = \sum_{xm} CF_{xm}^i \times M_{xm}$$

Onde,  $I^i$  é o impacto potencial da substância  $x$  para uma categoria específica de impacto  $i$ ,  $CF_{xm}^i$  é o factor de caracterização da substância  $x$  emitida para o meio  $m$ ,  $M_{xm}$  é a quantidade de substância  $x$  emitida para o meio  $m$ .

*Tabela 5-9 Disponibilidade de factores de caracterização por meio para o método TRACI Os factores de caracterização estão disponíveis para os meios listados na tabela X.*

<b>Categoria de impacte</b>	<b>Meio</b>	<b>Unidade</b>
<b>Aquecimento global</b>	Ar	kg CO <sub>2</sub> -eq
<b>Acidificação</b>	Ar, água	moles de H <sup>+</sup> -eq
<b>Ecotoxicidade</b>	Ar urbano e não urbano, água doce, água salgada, solo natural, solo agrícola	kg 2,4-D-eq
<b>Eutrofização</b>	Ar, água	kg N
<b>Oxidação fotoquímica</b>	Ar	kg NO <sub>x</sub> -eq
<b>Saúde humana – não carcinogénicos</b>	Ar urbano e não urbano, água doce, água salgada, solo natural, solo agrícola	kg tolueno-eq
<b>Saúde humana – carcinogénicos</b>	Ar urbano e não urbano, água doce, água salgada, solo natural, solo agrícola	kg benzeno-eq
<b>Saúde humana – efeitos respiratórios</b>	Ar	kg PM <sub>2,5</sub> -eq
<b>Depleção do ozono</b>	Ar	kg CFC-11-eq

## Anexo 1.7. Método Ecoblok

A metodologia Ecoblok foi desenvolvida tendo em conta critérios de simplificação e de padronização dos resultados. É um método que segue uma abordagem midpoint por se verificar mais simples e menos dispendiosa, relativamente a outras abordagens (Matos, B. e Melo, J. 2012).

O método Ecoblok sintetiza a informação num pequeno grupo de indicadores independentes, de forma a maximizar a informação, facilitando a sua compreensão. Apresentam-se os sete indicadores Ecoblok na figura 5:



*Figura 5-2 Indicadores EcoBlok*

Cada indicador Ecoblok é calculado a partir das medições quantitativas das variáveis ambientais, e ponderadas através de factores de equivalência adimensionais. Estes factores de equivalência transmitem a significância ambiental de cada variável, tendo por base critérios objectivos. Os indicadores Ecoblok são expressos em unidades físicas facilmente reconhecidas, apresentadas na tabela 5-10.

Tabela 5-10 Unidades por indicador EcoBlok

Indicador	Unidade
Consumo de água (WA)	m <sup>3</sup> - equivalente
Emissão de gases de efeito de estufa	kg CO <sup>2</sup> - equivalente
Emissão de poluentes atmosféricos (PA)	kg NO <sub>x</sub> - equivalente
Emissão de poluentes para a água e solo (PWL)	kg N - equivalente

A equação geral para o cálculo dos indicadores Ecoblok é a seguinte:

Equação 44

$$KI_i = \sum Q_{ij} \times feq_{ij}$$

KI<sub>i</sub> – Indicador i expresso em unidades equivalentes

Q<sub>ij</sub> – Quantidade física da variável k (indicador-chave i)

Feq<sub>ij</sub> - Factor de equivalência adimensional para a variável k (indicador i), representando a significância ambiental da variável.

### Extracção de água (WA)

O indicador extracção de água integra o factor quantitativo, ou seja, a quantidade de água extraída a partir de fontes naturais e o factor de equivalência baseado na intensidade de exploração do recurso, relativamente a uma exploração sustentável.

Para o cálculo do factor de equivalência é definido um rácio de sustentabilidade da água, relacionando a água extraída com a extracção a um nível sustentável. Um rácio superior a 1 significa que a extracção de água está acima o limite sustentável.

Equação 45

$$f_{eq} = \frac{Q_{extraído}}{Q_{sustentável}}$$

Onde, Q *extraído* é a extracção total de água a partir da fonte (hm<sup>3</sup>/ ano); Q *sustentável* é a quantidade de água que pode ser utilizada de forma a assegurar a sustentabilidade do recurso (hm<sup>3</sup>/ano).

Como se torna difícil obter informação sobre extracção sustentável, utiliza-se um índice de exploração de água, ou seja, o rácio entre a quantidade de água extraída a partir de uma fonte e a quantidade de água naturalmente disponível.

Equação 46

$$\text{Índice de exploração} = \frac{Q_{extraído}}{Q_{natural}}$$

Onde, Q extraído é a extracção total de água a partir da fonte (hm<sup>3</sup>/ ano); Q natural é o caudal natural de água (hm<sup>3</sup>/ ano).

De acordo com a OCDE, um índice de extracção de água superior a 10% está associado a práticas não sustentáveis, dependendo do ecossistema e do tipo de utilização. Desta forma, qualquer exploração acima deste limite é penalizada, resultando nos factores de equivalência listados na tabela 5-11.

*Tabela 5-11 Factores de equivalência para extracção de água para o método EcoBlok*

Rácio de sustentabilidade	Intensidade de exploração	feq WA
≤1	≤10%	1
≥1	≥10%	Rácio de sustentabilidade (Q extraído/Q sustentável)

#### **Emissão de gases de efeito de estufa (GH)**

Relativamente ao indicador para as emissões de GEE, o cálculo do indicador inclui a quantidade de GEE emitida e o factor de equivalência, baseado no potencial de aquecimento global. Os valores relativos aos factores de equivalência seguem a metodologia desenvolvida pelo IPCC, baseada no potencial de aquecimento global de cada gás num horizonte temporal de 100 anos.

A tabela 20 lista os principais GEE e o respectivo factor de equivalência.

*Tabela 5-12 GEE e Factores de equivalência para o método EcoBlok*

Gás de Efeito de Estufa	feq <sub>GH</sub>
<b>Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>)</b>	1
<b>Metano (CH<sub>4</sub>)</b>	28
<b>Monóxido de dinitrogénio (N<sub>2</sub>O)</b>	265
<b>CFC-11</b>	4 660
<b>HFC-23</b>	12 400
<b>Hexafluoreto de Enxofre (SF<sub>6</sub>)</b>	23 500

#### **Emissão de poluentes atmosféricos (PA), para a água (PW) e para o solo (PL)**

Relativamente aos indicadores de emissão de poluentes para ar (PA), água (PW) e solo (PL) incluem a quantidade de substância emitida para ao ar, água e solo e o factor de equivalência, baseado na perigosidade relativa da substância.

Relativamente à perigosidade, esta pode significar diferentes conceitos: efeitos globais (como a depleção de ozono estratosférico), toxicidade aguda ou crónica em humanos (incluindo

carcinogénicos ou disruptores endócrinos), ecotoxicidade ou geração de poluição secundária (como precursores de eutrofização ou de ozono troposférico). Desta forma, é necessário definir um número acessível de poluentes perigosos relevantes e que preencham determinados requisitos como:

- Incluir substâncias ambientalmente significantes, isto é, que possam ser utilizadas na descrição da performance ou degradação ambiental;
- Incluir os poluentes mais importantes no que diz respeito à saúde humana e efeitos ambientais;
- Incluir substâncias transversais aos vários tipos de indústrias de forma a que os resultados tenham significado para uma variedade de produtos e processos de produção;
- Incluir substâncias cuja medição seja comum ou obrigatória, de forma a que a informação esteja disponível sem elevado consumo de tempo e capital;
- Incluir substâncias com significância semelhante geograficamente e uma elevada correlação com efeitos regionais e globais.

Para a escolha das substâncias relevantes e posterior determinação dos seus factores de equivalência a metodologia Ecoblok utiliza o PRTR, tendo como base os limites de reporte por ele definidos. Desta forma, são definidos os factores de equivalência para todas as substâncias (excluindo GEE), dividindo o limite de referência pelo limite de cada substância, reflectindo assim a perigosidade relativa de cada substância: quanto maior o factor de equivalência, maior será a sua perigosidade relativa.

*Equação 47*

$$feq_{ij} = \frac{LR_{REFi}}{LR_{ij}}$$

Onde:  $feq_{ij}$  é o factor de equivalência do poluente  $j$  para o indicador  $i$ ;  $LR_{REFi}$  é o limite de reporte do poluente de referência para o indicador  $i$ ;  $LR_{ij}$  é o limite de reporte do poluente  $j$  para o indicador  $i$ .

No caso do indicador de poluição hídrica e solo a substância de referência utilizado é o azoto total (N). No caso da poluição atmosférica a substância de referência é o dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>).



## Anexo 2 – Tabelas relativas aos Factores de equivalência por categoria de impacte

Tabela 5-13 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de GEE"

CAT, IMPACTE: GEE	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-ac	EI99-ac	EDIP-ac	IMPAC T-ac	Recipe-ac	TRACI-ac	EcoBlok-gee	PRT R-ea
Poluente\ Unidade	kg CO2-Eq/kg	pontos/kg	kg CO2-Eq/kg	pontos/kg	kg CO2-Eq/kg	kg CO2-Eq/kg	kg CO2-Eq/kg	kg eq/kg
1,1,1-trichloroetano	146	-1,12	140	0,0042	146	4400	0	0,01
Clorofórmio		0,022	30	0,0009	31	30	200	0,0002
Dióxido de carbono	1	0,005	1	0,0001	1	1	1	1.0E-08
Hexafluoreto de enxofre	22800	138	22200	3,26	32600	22500	23900	0,02
Metano	25	0,114	23	0,0007	25	23	23	1.0E-05
Monóxido de carbono	1,57		2	0,0002	153	1,57	296	2.0E-06
Monóxido dinitrogénio	298	1,79	296	0,0157	298	300	296	0,0001
Tetraclorometano	1400	-6,75	1800	0,0583	1400	1380	1000	0,01

Tabela 5-14 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de poluentes acidificantes"

CAT IMPACTE: ACI	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-paci	EI99-aci_eut	EDIP-aci	Impact-aci	Recipe-aci	TRACI-aci	EcoBlok-pa	PRTR-eag
Poluente\ Unidade	kg SO2-Eq/kg	pontos/kg	m2/kg	pontos/kg	kg SO2-Eq/kg	moles H+-Eq/kg	kg CO2-Eq/kg	kg eq/kg
Amónia	1,6	1,21	23,1	1,9	1	95,5	10	1E-04
Oxidos de azoto	0,5	0,45	8,6	0,7	40	40,0	1	1E-05
Oxidos de enxofre	1,2	0,08	1	1,0	1	50,8	0,67	6E-06

Tabela 5-15 Factores de equivalência por método para o indicador “emissão de poluentes eutrofizantes”

CAT IMPACTE: EUT	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-peut	EI99-aci_eut	EDIP-eut	Impact-eutaq	Recipe-eutmar	TRACl-eut	EcoBlok-pawl	PRTR-eagea
Poluente\Unidade	kg PO4-Eq/kg	pontos/kg	kg NO3-/kg	pontos/kg	kg N-Eq/kg	kg N/kg	kg de NOx-Eq/kg	kg eq/kg
Amónia	0,35	1,21	3,64		0,778	0,779	10	1E-04
Azoto total	0,42	0,45	4,43		1	0,986	1	2E-05
Azoto total	0,42		4,43				1	
COT				45,45		0,0166	0	2E-05
Fósforo total	3,06		32	3,06		7,29	10	2E-04
Fósforo total	3,06		32	3,06			10	2E-04
Óxidos de azoto	0,13	0,45	1,35		0,389	0,0443	1	1E-05

Tabela 5-16 Factores de equivalência por método para o indicador “emissão de poluentes percursores de ozono”

CAT IMPACTE: PO3	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)						
Método-indicador	CML-of	EI99-fof	EDIP-fof	Impact-of	Recipe-of	TRACl-of	EcoBlok-pa
Poluente\Unidade	kg etileno-Eq/kg	pessoa.pp m.h/kg	pontos/kg	kg COVNM/kg	kg NOx-Eq/kg	kg de NOx-Eq/kg	kg eq/kg
1,1,1-trichloroetano	0,01	0,00015	2,76E-06	0,015203	0,0178	0	1E-02
Benzeno	0,22		6,59E-05	0,368243	0,199	100	1E-03
Clorofórmio	0,02	0,00044	6,96E-06	0,038851		200	2E-04
Metano	0,01	2,9E-02	1,8E-06	0,010135	0,00296	23	1E-05
Monóxido de carbono	0,03	4,4E-03		0,045608	0,0134	0,2	2E-06
Óxidos de azoto		0,12		1	1	1	1E-05
Tetracloroetano	0,03	0,00059	8,75E-06	0,048986	0,0231	50	5E-04
VOCNM		0,059	0,0002	1		1	1E-05

Tabela 5-17 Factores de equivalência por método para o indicador “emissão de poluentes depletors de ozono”

CAT IMPACTE: DO3	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-doe	EI99-doe	EDIP-doe	Impact-doe	Recipe-doe	TRACI-doe	EcoBlo k-pa	PRT R-ea
Substância\ Unidade	kg CFC-11-Eq/kg	pontos/kg	kg CFC-11-Eq/kg	pontos/kg	kg CFC-11-Eq/kg	kg CFC-11-Eq/kg	kg NOx-Eq/kg	kg eq/kg
1,1,1-trichloroetano	0,12	3,27	0,12	0,018	0,12	4400	0	0,01
Metano						23	23	1E-05
Tetraclorometano	0,73	32,7	0,73	0,108	0,73	1380	1000	0,01

Tabela 5-18 Factores de equivalência por método para o indicador “emissão de poluentes ecotóxicos”

CAT IMPACTE: ECOT	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-ecotad	EI99-ecot	EDIP-ecot	Impact-ecotaq	Recipe-ecotmar	TRACI-ecot	EcoBlo k-pawl	PRTR-eagea
Poluente\ Unidade	kg 1,4-DCB-Eq/kg	pontos/kg	m3 de água/kg	pontos/kg	pontos/kg	kg 2,4-D-Eq/kg	kg N-Eq/kg	kg Eq/kg
Tetracloroetano-1,1,2,2								
Tricloroetano-1,1,1 (TCE)	0,304			7,39E-07	0,0000779	0,00638	0	0,01
Alaclor								
Alaclor								
Alaclor							50000	
Aldrine					0,020002			1
Aldrine					190,8593			1
Aldrine	32,3			0,171	13,45361	168	50000	1
Amianto								
Amianto								
Amónia (NH3)								
Antraceno					0,017787		2500	0,02
Antraceno					3,935821			1
Antraceno					0,07406			1
AOX								
Arsénico (As)	231000	46,2	385000	0,242	0,231385	209	2500	0,05

CAT IMPACTE: ECOT	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-ecotad	EI99-ecot	EDIP-ecot	Impact-ecotaq	Recipe-ecotmar	TRACI-ecot	EcoBlo k-pawl	PRTR-eagea
Poluente\ Unidade	kg 1,4-DCB-Eq/kg	pontos/kg	m3 de água/kg	pontos/kg	pontos/kg	kg 2,4-D-Eq/kg	kg N-Eq/kg	kg Eq/kg
Arsénico (As)	77100	0,889	192000		15,63958	246	10000	0,2
Arsénico (As)	134	47,6		1,4	0,134908	39,1	10000	0,2
Atrazina					16,26686			
Atrazina					247,8015			1
Atrazina	33,9	0,0116		0,00229	153,1574	6,56	50000	1
Azoto total								
Azoto total								
Benzeno	0,0028	0,000214		2,72E-09	0,003915		50	0,001
Benzeno	0,114	0,00374	4000	3,91E-10	0,0000325	0,00634	250	0,005
Benzeno			4000		0,068239	8,86		0,005
Benzo(g,h,i)perileno								
Bifenilos policlorados (PCB)								10
Bifenilos policlorados (PCB)								10
Bifenilos policlorados (PCB)					0,044002		500000	10
Cádmio (Cd)	1110000	752	2350000	0,526	0,472119	6,26	5000	0,1
Cádmio (Cd)	220000	37,4	1180000	8,79E-16	9,050322	10,4	10000	0,2
Cádmio (Cd)	112000	775		3,05	0,145938	0,788	10000	0,2
CFCs								
Chumbo (Pb)	7050	198	400000	0,0754	0,005654	1,44	250	0,005
Chumbo (Pb)	1110	0,576	200000		0,413813	2,37	2500	0,05
Chumbo (Pb)	753	1,01		0,435	0,001294	0,181	2500	0,05
Cianetos (CN)			800000		6,11		1000	0,02

CAT IMPACTE: ECOT	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-ecotad	EI99-ecot	EDIP-ecot	Impact-ecotaq	Recipe-ecotmar	TRACI-ecot	EcoBlo k-pawl	PRTR-eagea
Poluente\ Unidade	kg 1,4-DCB-Eq/kg	pontos/kg	m3 de água/kg	pontos/kg	pontos/kg	kg 2,4-D-Eq/kg	kg N-Eq/kg	kg Eq/kg
Cianetos (CN)			800000		0,092		250	
Cianetos (CN)								
Clordana					0,31			1
Clordana					196,0454			1
Clordana					0,774			1
Clordecona					31,76706			1
Clordecona					1436,632			1
Clordecona					51,99014			1
Clorfenvinfos					22,29			
Clorfenvinfos					308,46			1
Clorfenvinfos					113,56		50000	1
Cloro inorgânico (HCl)					0,01211		5	0,0001
Cloretos (C)					18,993		0,025	
Cloretos (C)					0,2919		0,025	
Clorofórmio	0,0592		20000	0,000000399	0,000175	0,0398	500	0,0002
Clorofórmio	0,0592		20000	0,000000237	0,146882	1,81	5000	0,1
Clorofórmio					0,009259			0,1
Clorpirifos					5,160223			
Clorpirifos					3425,402			1
Clorpirifos	0,144			0,000401	79,33581		50000	1
Cobre (Cu)	893000	114	250000	0,683	4,348919	21700	500	0,01
Cobre (Cu)	233000	11,5	102500		117,71	11500	1000	0,02
Cobre (Cu)	120000	117		4	2,056604	5880	1000	0,02
Compostos organoestânicos (Sn)	1230						1000	0,02
Compostos organoestânicos (Sn)	7510						0	

CAT IMPACTE: ECOT	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-ecotad	EI99-ecot	EDIP-ecot	Impact-ecotaq	Recipe-ecotmar	TRACI-ecot	EcoBlok-pawl	PRTR-eagea
Poluente\ Unidade	kg 1,4-DCB-Eq/kg	pontos/kg	m3 de água/kg	pontos/kg	pontos/kg	kg 2,4-D-Eq/kg	kg N-Eq/kg	kg Eq/kg
Compostos organoestânicos (Sn)	834				0,013535		1000	0,02
COT								
Crómio (Cr)	21000	322	133000	0,22	0,012744	1050	500	0,01
Crómio (Cr)	861	5,36	667000		0,9023	781	1000	0,02
Crómio (Cr)	654	331		1,3	0,004492	256	1000	0,02
DDT					1,15907			1
DDT					107,1593			1
DDT					1,3233			1
Dicloroetano								
Dicloroetano								
Dicloroetano								
Dieldrina					6,48238			1
Dieldrina					1362,302			1
Dieldrina					75,9219			1
Diociltalato								
Diociltalato								
Diociltalato								
Dióxido de carbono (CO2)								
Diurão					14,00383			
Diurão					143,7016			1
Diurão	2,09	0,00317		0,0102	71,5796	973	50000	1
Endossulfão					1,716963			
Endossulfão					587,0225			1
Endossulfão	0,00135			0,000577	5,027749	177	50000	1
Endrina					20,75816			1
Endrina					6116,535			1

CAT IMPACTE: ECOT	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-ecotad	EI99-ecot	EDIP-ecot	Impact-ecotaq	Recipe-ecotmar	TRACI-ecot	EcoBlo k-pawl	PRTR-eagea
Poluente\ Unidade	kg 1,4-DCB-Eq/kg	pontos/kg	m3 de água/kg	pontos/kg	pontos/kg	kg 2,4-D-Eq/kg	kg N-Eq/kg	kg Eq/kg
Endrina					742,4452			1
Éteres difenólicos bromados								
Fenól	0,553	1,27	1000000	5E-10	7,5163	2050	2500	0,05
Fenól	0,0563	232		0,00512	0,270519	1740		0,05
Fluoranteno					0,377452			
Fluoranteno					119,92			1
Fluoranteno					2,208397			
Fluoretos (F)								
Flúor inorgânico (HF)								
Fluoretos (F)								
Fósforo total								
HCFCs								
Heptacloro							5000	
Heptacloro					0,002729			1
Heptacloro					0,078806			1
hexaclorobutadieno (HCBd)					95,95475			1
hexaclorobutadieno (HCBd)								
Hexaclorobenzeno (HCB)							5000	
Hexaclorobenzeno (HCB)	2410	3,03		0,0000197	0,133976	273		0,1
Hexaclorobenzeno (HCB)					22,87196			1
Hexafluoreto de enxofre (HF6)					0,220789			1
HFCs								
Isoproturão					16,80436			
Isoproturão					71,91607			1
Isoproturão	1,79			0,00953	48,76076		50000	1

CAT IMPACTE: ECOT	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-ecotad	EI99-ecot	EDIP-ecot	Impact-ecotaq	Recipe-ecotmar	TRACI-ecot	EcoBlok-pawl	PRTR-eagea
Poluente\ Unidade	kg 1,4-DCB-Eq/kg	pontos/kg	m3 de água/kg	pontos/kg	pontos/kg	kg 2,4-D-Eq/kg	kg N-Eq/kg	kg Eq/kg
Lindano					14,36232			1
Lindano					638,5744			1
Lindano	1,4	0,108		0,0149	138,737	716		1
Mercúrio (Hg)	1200000	64,6	4000000	2,22	3,291394	16,3	5000	0,1
Mercúrio (Hg)	214000	15,4	4000000	4E-14	93,04986	3110	50000	1
Mercúrio (Hg)	166000	131	4000000	15,3	9,826659	5,63	50000	1
Metano (CH4)								
Mirex					0,012923			1
Mirex					3,815946			1
Mirex					0,014803			1
Monóxido de carbono (CO)								
Monóxido dinitrogénio (N2O)								
Naftaleno					0,000874			0,01
Naftaleno					1,322867			0,1
Naftaleno					0,037883			0,1
Níquel (Ni)	3760000	554	133000	0,325	2,917369	7840	1000	0,02
Níquel (Ni)	2250000	11,2	667000	1,9	98,43514	2670	2500	0,05
Níquel (Ni)	1170000	571		0,00463	5,320969	2320	2500	0,05
Óxido de etileno	0,854				0,000671		0,5	0,001
Óxido de etileno	0,627				0,044638		5000	0,1
Óxido de etileno					0,007196			0,1
Óxidos de azoto (NOx/NO2)								



CAT IMPACTE: ECOT	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-ecotad	EI99-ecot	EDIP-ecot	Impact-ecotaq	Recipe-ecotmar	TRACI-ecot	EcoBlok-pawl	PRTR-eagea
Poluente\ Unidade	kg 1,4-DCB-Eq/kg	pontos/kg	m3 de água/kg	pontos/kg	pontos/kg	kg 2,4-D-Eq/kg	kg N-Eq/kg	kg Eq/kg
Óxidos de enxofre (SOx/SO2)								
PAHs	4260	0,0000608		0,00000439	0,021787		1000	0,02
PAHs	5480	0,000164		0,00000243	8,428319		10000	0,2
PAHs								0,2
PCDD+PCDF	296000000	10300	5,56E+11	0,00015	142,6937	8050	500000000	10000
PCDD+PCDF					14109,59			10000
PCDD+PCDF					69,1099			10000
Pentaclorobenzeno	174			0,00000972	0,064986	78,5		1
Pentaclorobenzeno					13,5261			1
Pentaclorobenzeno					0,5392			1
Pentaclorofenol (PDP)	40			0,00000702	0,00206	0,0544	25	0,1
Pentaclorofenol (PDP)					0,056	0,353	2500	1
Pentaclorofenol (PDP)		1,04			0,048743	2,52	10000	1
Perfluorocarbonetos (PFCs)								
PM10								
Simazina					14,82454			
Simazina					0,041805			1
Simazina	12,7				1,400879		50000	1
Tetracloroeteno (PER)	0,388		20000	0,000000126	0,000277	0,0194	25	0,0005
Tetracloroeteno (PER)	0,337		20000	3,81E-08	1,093492	3,7		0,1
Tetracloroeteno (PER)					0,044383			
Tetraclorometano (TCM)	1,15							

CAT IMPACTE: ECOT	Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)							
Método-indicador	CML-ecotad	EI99-ecot	EDIP-ecot	Impact-ecotaq	Recipe-ecotmar	TRACI-ecot	EcoBlok-pawl	PRTR-eagea
Poluente\ Unidade	kg 1,4-DCB-Eq/kg	pontos/kg	m3 de água/kg	pontos/kg	pontos/kg	kg 2,4-D-Eq/kg	kg N-Eq/kg	kg Eq/kg
Tolueno					0,006645			0,005
Tolueno	0,000699			2,4E-09			50	
Tolueno	0,00124			8,1E-10	0,001159		100	0,005
Toxafena		0,000187	4000		0,0000133	0,0025		1
Toxafena		0,0315	4000		0,1106	1,63		1
Toxafena					0,957558			1
Tributilestanho	211000				471,7565			1
Tricloroetileno (TRI)	0,0000381				0,0000276	0,00107	100	0,0005
Tricloroetileno (TRI)					0,008586			
Triclorobenzeno (TCB)					40,33898		500	0,1
Triclorobenzeno (TCB)	453000				8387,827			1
Triclorobenzeno (TCB)					0,002396			
Tricloroetileno (TRI)	0,00333			0,0000114	0,152442	0,667		0,1
Trifluralina					1,765562			
Trifluralina					0,017386			1
Trifluralina	1,15			0,0000118	0,008552		50000	1
VOCNM								
Xileno				8,94E-10	24,70024		50	
Xileno	0,00204			2,44E-10	0,500585	2,67	250	0,005
Xileno		0,00161	4000		0,0000113	0,00161		0,005
Zinco (Zn)	67300	225	4000	0,584	0,136861	2,53	250	0,005
Zinco (Zn)	13800				0,00135		500	0,01
Zinco (Zn)	7210		200000	3,41	0,22125	5880	500	0,01

Tabela 5-19 Factores de equivalência por método para o indicador "emissão de poluentes tóxicos para a saúde humana"

Factores de equivalência por método-indicador (unidade do indicador/kg emissão)								
CAT IMPACTE: TH								
Método-indicador	CML-th	EI99-car	EDIP-th	Impact-th	Recipe-th	TRACI-ncar	EcoBlok-pawl	PRTR-eagea
Poluente\ Unidade	kg 1,4-DCB-Eq	pontos	m3 de ar	pontos	pontos	kg-tolueno-Eq	kg CO2-Eq	kg CO2-Eq
Tetracloroetano-1,1,2,2								
Tricloroetano-1,1,1 (TCE)	16,4		917000			0,407	0	0,01
Alaclor								
Alaclor								
Alaclor				0,000155			50000	
Aldrine					403,3211			1
Aldrine					13816,52			1
Aldrine	4670			1,5	981,9488	287000	50000	1
Amianto								
Amianto								
Amónia (NH3)								
Antraceno					0,358641		2500	0,02
Antraceno					0,003388			1
Antraceno					0,051318			1
AOX								
Arsénico (As)	348000	639	5000000000	5,42	72042,24	469000	2500	0,05
Arsénico (As)	951	1710		4,47	14908,1	13500	10000	0,2
Arsénico (As)	1020	343		43,8	2764,321	497000	10000	0,2
Atrazina					6,201056			
Atrazina					11,09094			1
Atrazina	21,3			0,00827	6,854921	54,5	50000	1
Azoto total								
Azoto total								
Benzeno			1E+10	0,00293	0,467791		50	0,001

Benzeno	1900	0,0649	1E+10	0,0005 82	1,354 574	14,6	250	0,005
Benzeno	1830	0,107			0,358 658	9,61		0,005
Benzo(g,h,i)perileno								
Bifenilos policlorados (PCB)	0,82							10
Bifenilos policlorados (PCB)								10
Bifenilos policlorados (PCB)		51,2			38,54		500000	10
Cádmio (Cd)	145000	3510	1,14E+ 11	0,231	45234 ,55	387000	5000	0,1
Cádmio (Cd)	22,9	1850		0,282	122,4 332	201000 0	10000	0,2
Cádmio (Cd)	66,7	103		1,74	553,3 65	309000	10000	0,2
CFCs								
Chumbo (Pb)	467		371000 00	0,0010 3	16217 ,73	217000 0	250	0,005
Chumbo (Pb)	12,3			0,0042 4	220,3 779	113000 00	2500	0,05
Chumbo (Pb)	293			0,0062 4	599,5 932	173000 0	2500	0,05
Cianetos (CN)			141000 000		0,714 055	1250	1000	0,02
Cianetos (CN)			141000 000		6,675 994	1370	250	
Cianetos (CN)								
Clordana					3707, 388			1
Clordana					18216 ,44			1
Clordana					1719, 832			1
Clordecona					1415, 897			1
Clordecona					9219, 069			1
Clordecona					338,4 857			1
Clorfenvinfos					919,2 018			
Clorfenvinfos					1999, 708			1
Clorfenvinfos					737,3 194		50000	1
Cloro inorgânico (HCl)			345000 00		208,9 292		5	0,0001

Cloretos (C)			345000 00		170,1 043		0,025	
Cloretos (C)					166,8 352		0,025	
Clorofórmio	12,7	0,683	100000 0000	0,0008 93	31,09 89	12,5	500	0,0002
Clorofórmio	12,5		100000 000	0,0006 42	19,90 893	11,3	5000	0,1
Clorofórmio					13,60 68			0,1
Clorpirifos					23,24 936			
Clorpirifos					205,5 768			1
Clorpirifos	14,5			0,0372	13,13 709	4,1	50000	1
Cobre (Cu)	4300		571000	0,0008 06	22,58 493		500	0,01
Cobre (Cu)	1,34			0,0016 3	0,738 483		1000	0,02
Cobre (Cu)	1,25			0,0064 2	10,47 291		1000	0,02
Compostos organoestânicos (Sn)						15,5	1000	0,02
Compostos organoestânicos (Sn)						208	0	
Compostos organoestânicos (Sn)	1,73				51,07 2	218	1000	0,02
COT								
Crômio (Cr)	343000 0	152	100000 0000	0,0551	0,314 188	57700	500	0,01
Crômio (Cr)	2,05	0,0000 215		0,0017 8	0,000 529	583	1000	0,02
Crômio (Cr)	300	0,0095 6		0,0022 3	0,006 058	61800	1000	0,02
DDT					408,0 423			1
DDT					295,6 104			1
DDT					97,80 667			1
Dicloroetano								
Dicloroetano								
Dicloroetano								
Dieldrina					5857, 168			1

Dieldrina					50835,48			1
Dieldrina					2736,206			1
Diociltalato								
Diociltalato								
Diociltalato								
Dióxido de carbono (CO2)								
Diurão					26,18105			
Diurão					12,85019			1
Diurão	1270			0,00278	6,400847	640	50000	1
Endossulfão					65,64714			
Endossulfão					44,75507			1
Endossulfão	0,263			0,000777	1,93748	9,96	50000	1
Endrina					157,305			1
Endrina					4944,471			1
Endrina					610,9582			1
Éteres difenólicos bromados								
Fenól	0,518		20700	0,0527	36,16	0,00379	2500	0,05
Fenól				0,294	440,73			0,05
Fluoranteno					1,894697			
Fluoranteno					3,737528			1
Fluoranteno					0,160499			
Fluoretos (F)								
Flúor inorgânico (HF)								
Fluoretos (F)								
Fósforo total								
HCFCs								
Heptacloro					94,21073		5000	1
Heptacloro					6,005289			1
Heptacloro					1957,416			1

hexaclorobutadieno (HCBD)								
hexaclorobutadieno (HCBD)								
Hexaclorobenzeno (HCB)	316000 0			28,8	901,2 298	1040	5000	0,1
Hexaclorobenzeno (HCB)					2602, 476			1
Hexaclorobenzeno (HCB)		2140			1581, 584			1
Hexafluoreto de enxofre (HF6)								
HFCs								
Isoproturão								
Isoproturão								1
Isoproturão	961						50000	1
Lindano		224			458,2 273			1
Lindano					1019, 241			1
Lindano	489			0,115	104,3 2	298		1
Mercúrio (Hg)	6010		667000 0000	0,151	51818 4	99900	5000	0,1
Mercúrio (Hg)	1430		667000 0000	0,314	25082 ,58	943000	50000	1
Mercúrio (Hg)	1080		667000 0000	0,355	12499 ,76	124000	50000	1
Metano (CH4)								
Mirex					68874			1
Mirex					39596			1
Mirex					28102 ,4			1
Monóxido de carbono (CO)								
Monóxido dinitrogénio (N2O)								
Naftaleno					8,16			0,01
Naftaleno					2,065			0,1
Naftaleno					0,42			0,1
Níquel (Ni)	35000	1,11	3,71	0,0035	438,9 7	71900	1000	0,02
Níquel (Ni)	331	0,0000 0179	18,6	0,0043 2	6,96	92,7	2500	0,05
Níquel (Ni)	198	0,0001 09		0,0135	3,976	78400	2500	0,05
Óxido de etileno	14100	4,75		0,0009 89	10,07 097	619	0,5	0,001

Óxido de etileno	11400	3,61		0,0002 07	1,863 226	287	5000	0,1
Óxido de etileno					1,344 46			0,1
Óxidos de azoto (NOx/NO2)								
Óxidos de enxofre (SOx/SO2)								
PAHs	572000	4,42		0,0365	32,27		1000	0,02
PAHs	280000	67,5		0,0027 5	1,56		10000	0,2
PAHs								
PCDD+PCDF	193000 0000	46500 00	2,86E+ 13	41100 00	10100 0000	3,46E+1 1	5000000 00	10000
PCDD+PCDF					30992 300			10000
PCDD+PCDF					47999 25			10000
Pentaclorobenzeno	409			0,0029 6	164,2 745	1350		1
Pentaclorobenzeno					335,0 649			1
Pentaclorobenzeno					113,3 207			1
Pentaclorofenol (PDP)	5,08			0,0629	0,926	218	25	0,1
Pentaclorofenol (PDP)			34,3		0,011 3		2500	1
Pentaclorofenol (PDP)		187			43,86		10000	1
Perfluorocarbonetos (PFCs)								
PM10								
Simazina					111,5 9			
Simazina					14,42 9			1
Simazina	206			0,0003 46	32,05 8	215	50000	1
Tetracloroeteno (PER)	5,53	0,0125		0,0000 526	76,51 3881	74,9	25	0,0005
Tetracloroeteno (PER)	5,72		286000 00	0,0003 84	47,47 877	50,4		0,1
Tetracloroeteno (PER)			286000 00		35,74 462			
Tetraclorometano (TCM)								
Tolueno					1,629			0,005
Tolueno	0,327		250000 0	0,0000 034		1	50	



Tolueno	0,303		250000 0	0,0000 321	0,049		100	0,005
Toxafena					0,819 5			1
Toxafena					0,069 8			1
Toxafena					31,28			1
Tributilestanho	3380				17,84			1
Tricloroetileno (TRI)			0,911	0,0000 206	0,178 595	0,93	100	0,0005
Tricloroetileno (TRI)					0,054 99			
Triclorobenzeno (TCB)					77,83 9		500	0,1
Triclorobenzeno (TCB)	3380				345,2 1			1
Triclorobenzeno (TCB)								
Tricloroetileno (TRI)	35,5		186000 00	0,0000 645	0,054 621	19,8		0,1
Trifluralina								
Trifluralina								1
Trifluralina	125			0,0070 2	3,794 6	35,1	50000	1
VOCNM								
Xileno			667000 0	0,0000 0332	89,97 7	0,0246	50	
Xileno			667000 0	0,0000 0337	8,43	0,0471	250	0,005
Xileno					1,029			0,005
Zinco (Zn)	104		1,09	0,0366	10200	0,0471	250	0,005
Zinco (Zn)	0,584			0,0527	0,036 64	17,9	500	0,01
Zinco (Zn)	0,422		806000 00	0,294	712,8 3	11100	500	0,01

### Anexo 3 – Emissões do inventário PRTR-E por sector

Tabela 5-20 Emissões por sector, segundo o PRTR-E, para o ano de 2014

CAT IMPACTE: GEE	Emissões do ano 2014 por sector, segundo PRTR-E (kg)									
Método-indicador	Energia	Metais	Minerais	Química	Resíduos	Papel	Suicic.	Agroalim.	Outros	TOTAL
Poluente\Unidade	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Tetracloroetano-1,1,2,2	1,77E+09				458,2					1,77E+09
Tricloroetano-1,1,1 (TCE)		100		4850	22769					27719
Alaclor										0
Alaclor					2040					2040
Alaclor										0
Aldrine										0
Aldrine				1,54	36,48	2,4				40,42
Aldrine										0
Amianto					1,59					1,59
Amianto					395,24					395,24
Amónia (NH3)	1902600	595700	8605700	18055100	2923000	2288700	1,82E+08	1020100	11100	2,18E+08
Antraceno	274	3854	1050						205	5383
Antraceno	135,57	33,57	31,71		322,42	1,76				525,03
Antraceno										0
AOX										0
Arsénico (As)	19551	5730	2010	49,1	321,5	283,6		540	22	28507,2
Arsénico (As)	33173	2972	4905	8622	79123	1725		117,92	11,5	130649,4
Arsénico (As)			95700							95700
Atrazina										0
Atrazina					3916					3916

Atrazina										0
Azoto total	10526300	4345300	10164400	23076000	3,51E+08	5667100	47163300	2105800	241100	4,55E+08
Azoto total										0
Benzeno	1783940	406130	217640	300780	73610	18380		7690	7840	2816010
Benzeno	67,6		855365	809,6	1090	184,4				857516,6
Benzeno										0
Benzo(g,h,i)perileno	2,57	672,721	0,3143	0,3	0,19					676,0953
Bifenilos policlorados (PCB)					0,69					0,69
Bifenilos policlorados (PCB)				1,564	22,386					23,95
Bifenilos policlorados (PCB)	14612	29,241	10259	1564	2,874	0,16				26467,28
Cádmio (Cd)	4039	4793	319,5	57,7	93	490,1		304		10096,3
Cádmio (Cd)	2545	2410	3204	629,27	17497	947,87		10,61	62,1	27305,85
Cádmio (Cd)					19,6					19,6
CFCs	52	21,57	4,5	36037	11060	4,75		569,8		47749,62
Chumbo (Pb)	52170	208673	18758	3363	1694	7661				292319
Chumbo (Pb)	8683	32936	42581	9566	86076	2916		26,2	284,1	183068,3
Chumbo (Pb)			25	25,4	805					855,4
Cianetos (CN)	32115	31746	609	14839	36032	2642		87,9		118070,9
Cianetos (CN)	58134	49864	14999	34040		1267				158304
Cianetos (CN)										0
Clordana										0
Clordana										0
Clordana										0
Clordecona										0
Clordecona					99,25					99,25
Clordecona										0
Clorfenvinfos										0

Clorfenvinfos					501					501
Clorfenvinfos										0
Cloro inorgânico (HCl)			2530							2530
Cloretos (C)	7,59E+08	1,21E+08	3,2E+09	1E+10	4,28E+09	1,02E+08		45420000	2090000	1,85E+10
Cloretos (C)										0
Clorofórmio	4070	1020		44940	59020				21930	130980
Clorofórmio		13,1		556	1649					2218,1
Clorofórmio										0
Clorpirifos										0
Clorpirifos					1830					1830
Clorpirifos										0
Cobre (Cu)	21043	56585	6056	2060	2541	494			947	89726
Cobre (Cu)	37773	18724	114955	13387	224526	14404	69120	1939	155,7	494983,7
Cobre (Cu)			1820	53,2	2517					4390,2
Compostos organoestânicos (Sn)					11,8					11,8
Compostos organoestânicos (Sn)										0
Compostos organoestânicos (Sn)										0
COT	10301600	3582500	2057100	24946800	3,35E+08	1,31E+08	2,45E+08	22016200	263000	7,74E+08
Crômio (Cr)	33184	34900	3272	1057	690	527				73630
Crômio (Cr)	20748	278220	36157	29911	96304	4160			32064	497564
Crômio (Cr)			101		374					475
DDT										0
DDT					7,41					7,41
DDT										0
Dicloroetano	16150			1277750						1293900
Dicloroetano				2171	2441					4612
Dicloroetano										0

Dieldrina										0
Dieldrina				1,54	36,48	2,4				40,42
Dieldrina										0
Diocetilftalato										0
Diocetilftalato										0
Diocetilftalato										0
Dióxido de carbono (CO2)	1,24E+12	1,51E+11	1,58E+11	9,71E+10	6,94E+10	7,36E+10	1,02E+09	1,37E+10	1,91E+09	1,8E+12
Diurão										0
Diurão				8,2	583,74					591,94
Diurão										0
Endossulfão										0
Endossulfão										0
Endossulfão										0
Endrina										0
Endrina					29,36	1,2				30,56
Endrina										0
Éteres difenílicos bromados										0
Fenól	558922	13820	242666	36789	87606	20365	90,5	596,4	1218	962072,9
Fenól										0
Fluoranteno	174	2926		93,9						3193,9
Fluoranteno	381,98	755,96	12,65	2,45	210,82				4,55	1368,41
Fluoranteno										0
Fluoretos (F)	766220	1791850	27060	4421220	3506630	13870			20200	10547050
Flúor inorgânico (HF)	3583390	1196240	399290	96260		19410				5294590
Fluoretos (F)	12	443500	16	4910	300					448738
Fósforo total	392630	59210	199020	889440	34520010	849340	9334620	1006740	6000	47257010
HCFCs	70252	514,95	2770	176835	17022	272,4		29355	663,9	297685,3




Heptacloro										0
Heptacloro										0
Heptacloro					10					10
hexaclorobutadieno (HCBd)										0
hexaclorobutadieno (HCBd)				159,53	144,91					304,44
Hexaclorobenzeno (HCB)				59,2						59,2
Hexaclorobenzeno (HCB)				6,4	19					25,4
Hexaclorobenzeno (HCB)										0
Hexafluoreto de enxofre (HF6)	6857	6603	50,8	494	148,2				1487	15640
HFCs	25561	15228	45015	753544	4526	4926		47337	17235	913372
Isoproturão										0
Isoproturão				8,4	88,73					97,13
Isoproturão										0
Lindano										0
Lindano				1,29	12,04					13,33
Lindano										0
Mercúrio (Hg)	14025	4687	2964	2462	2480	219,3				26837,3
Mercúrio (Hg)	996,84	68,54	247,94	728,4	5620	149,68		10	2,1	7823,5
Mercúrio (Hg)					5,76					5,76
Metano (CH4)	1,08E+08	5287000	6,96E+08	11878000	9,95E+08	890000	39339000	3964000		1,86E+09
Mirex										0
Mirex										0
Mirex										0
Monóxido de carbono (CO)	3,28E+08	2,27E+09	3,84E+08	2,56E+08	20537000	43437000		16684000	3365000	3,33E+09
Monóxido dinitrogénio (N2O)	16639400	616300	1350300	20455300	4881800	764600	1222300	257600	169300	46356900
Naftaleno	5732	51358	8055	1791	110	2124			8155	77325
Naftaleno	140032	53,9		100	5688					145873,9

Naftaleno										0
Níquel (Ni)	118024	33911	3198	4444	757,5	3444		4284		168062,5
Níquel (Ni)	16272	96400	18134	19982	183038	6513		1722	533,2	342594,2
Níquel (Ni)		24,6	158,7	73,2	185,4					441,9
Óxido de etileno				17000					1470	18470
Óxido de etileno				16,6						16,6
Óxido de etileno										0
Óxidos de azoto (NOx/NO2)	1,35E+09	2,94E+08	3,41E+08	1,04E+08	51671000	74631000		22409000	4980000	2,24E+09
Óxidos de enxofre (SOx/SO2)	6857	6603	50,8	494	148,2				1487	15640
PAHs	14,612	15082	4394	8718	59,9	1294		1043	1788	32393,51
PAHs	291,98	2726		66,43	576,05	9,83			11,8	3682,09
PAHs										0
PCDD+PCDF	0,91093	0,62847	0,007571	0,63807	0,367704	0,006388		0,000116		2,559249
PCDD+PCDF	0,21542	0,0005	0,00112	0,000282	0,036412					0,253734
PCDD+PCDF										0
Pentaclorobenzeno										0
Pentaclorobenzeno	3,51			31,7	50,96					86,17
Pentaclorobenzeno										0
Pentaclorofenol (PDP)										0
Pentaclorofenol (PDP)				11,44	125,57	30,54				167,55
Pentaclorofenol (PDP)										0
Perfluorocarbonetos (PFCs)	29227	77321		247573	1190				15330	370641
PM10		25727400	7059400	7114300	740600	8721600	1792600	2590600	237500	53984000
Simazina										0
Simazina					14647					14647
Simazina										0
Tetracloroetano (PER)	106	253660		7160	5560				66400	332886

Tetracloroetano (PER)		13,1		723,5	3620					4356,6
Tetracloroetano (PER)										0
Tetraclorometano (TCM)				24916	5018					29934
Tolueno										0
Tolueno										0
Tolueno	107,7		625889	1131	1090	157000			9010	794227,7
Toxafena										0
Toxafena				2,36	1,7					4,06
Toxafena										0
Tributilestanho										0
Tricloroetileno (TRI)	4070			44940	59020				21930	129960
Tricloroetileno (TRI)										0
Triclorobenzeno (TCB)					24,5					24,5
Triclorobenzeno (TCB)				257,43	124,38					381,81
Triclorobenzeno (TCB)										0
Tricloroetileno (TRI)		13,1		556	1649					2218,1
Trifluralina					11,8					11,8
Trifluralina										0
Trifluralina										0
VOCNM	1,54E+08	18085000	46564000	75983000	13360000	34534000	3043000	17270000	88011000	4,51E+08
Xileno										0
Xileno	799		149335	883,9	1090					152107,9
Xileno										0
Zinco (Zn)	166306	478096	7565	28336	10753	8413		1287	2643	703399
Zinco (Zn)	92611	187526	325826	116809	1128849	117773	226845	8636	2308	2207183
Zinco (Zn)		386	727	967	6099					8179



#### Legenda

	Emissões para o ar
	Emissões para a água
	Emissões para o solo

